

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Resíduo da colheita de eucalipto e altitude na dinâmica da matéria orgânica de solos distintos

Maria da Costa Cardoso
Doctor Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

MARIA DA COSTA CARDOSO

Resíduo da colheita de eucalipto e altitude na dinâmica da matéria orgânica de solos distintos

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientadora: Emanuelle M. Barros Soares

Coorientadores: Ivan Francisco de Souza
Rafael da S. Teixeira

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

M637r
2024

Cardoso, Maria da Costa, 1993-

Resíduo da colheita de eucalipto e altitude na dinâmica da matéria orgânica de solos distintos: efeitos sobre a formação, estabilização e saturação de carbono em solos com mineralogia contrastante / Maria da Costa Cardoso. – Viçosa, MG, 2024.

1 tese eletrônica (139 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Emanuelle Mercês Barros Soares.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Solos, 2024.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2025.424>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Solos - Teor de compostos orgânicos - Vale do Rio Doce (MG e ES). 2. Micro-organismos do solo - Vale do Rio Doce (MG e ES). 3. Mineralogia do solo - Vale do Rio Doce (MG e ES). 4. Eucalipto. 5. Sequestro de carbono. I. Soares, Emanuelle Mercês, 1979-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Solos. Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas. III. Título.

CDD 22. ed. 631.417

MARIA DA COSTA CARDOSO

Resíduo da colheita de eucalipto e altitude na dinâmica da matéria orgânica de solos distintos

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 10 de outubro de 2024.

Assentimento:

Maria da Costa Cardoso
Autora

Emanuelle Mercedes Barros Soares
Orientadora

Essa tese foi assinada digitalmente pela autora em 27/06/2025 às 11:17:37 e pela orientadora em 27/06/2025 às 15:26:55. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **Z7DP.IAPQ.59MH** e clique no botão 'Validar documento'.

Aos meus pais e ao meu irmão, com amor.

DEDICO

*Aos meus avós,
Raimunda José Rodrigues da Costa - Zilza (in memoriam),
Joana Santos Cardoso (in memoriam),
Gocir Jordão da Costa (in memoriam) e
Francisco Cardoso Caldas (in memoriam).
Por terem dado vida e amor aos meus pais, e por terem sido,
exemplo de dedicação, integridade e honestidade para nossa família.*

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me dar a força e a perseverança necessárias para enfrentar e superar os desafios, culminando na conclusão desta longa e árdua jornada.

Aos meus pais, sou profundamente grata pela vida e pelos sacrifícios que fizeram para que eu chegasse até aqui. Esta vitória é de vocês e para vocês!

Ao meu irmão, agradeço por ter sido companhia constante para os nossos pais e por cuidar deles durante os anos em que estive ausente.

A todos os amigos que fiz em Viçosa, agradeço por terem sido a família que não estava fisicamente presente comigo, especialmente Larissa, Daniel, Jônatas, David e Maurício.

A professora Emanuelle, sou grata pela paciência, compreensão e orientação durante o doutorado.

Aos meus coorientadores Ivan e Rafael, agradeço pelas valiosas contribuições na construção dos capítulos da tese e pela paciência durante esse processo.

Ao professor Ivo, que me orientou no mestrado e em parte do doutorado, agradeço pela paciência, aprendizado e confiança em me permitir assumir pesquisas/experimentos tão importantes do NUTREE.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Isótopos Estáveis, sou imensamente grata pelo bom convívio e aprendizado durante os mais de 6 anos em que trabalhamos juntos, especialmente Daniela, Carol, Rafael, João Milagres e Humberto.

Aos alunos da graduação que estagiaram comigo (Ana Paula, Gutierrez, Jardel e João), agradeço muito pela ajuda no processamento da imensa quantidade de amostras. Sem vocês, a realização desta pesquisa não teria sido possível.

A empresa CENIBRA em nome do Tiago, Anderson e Fernando pelo apoio e logística nas atividades de campo, bem como dos trabalhadores de campo que puseram a mão na massa para realizar as coletas.

Agradeço, a Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Solos, pela oportunidade concedida para a realização do doutorado.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Obrigada, de coração, a todos vocês.

*“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos
não é senão uma gota de água no mar. Mas o
mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.*
(Madre Teresa de Calcutá)

“Todas as vitórias ocultam uma abdicação”.
(Simone de Beauvoir)

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor,
mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou
o que deveria ser, mas Graças a Deus,
não sou o que era antes”.*
(Marthin Luther King)

RESUMO

CARDOSO, Maria da Costa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2024. **Resíduo da colheita de eucalipto e altitude na dinâmica da matéria orgânica de solos distintos**. Orientadora: Emanuelle Mercedes Barros Soares. Coorientadores: Ivan Francisco de Souza e Rafael da Silva Teixeira.

Os plantios de eucalipto são reconhecidos pelo elevado potencial de sequestro de C, tanto na biomassa quanto no solo, incluindo os aportes por meio da deposição de resíduos da colheita (RC) e do crescimento radicular. No entanto, o saldo líquido de C nos estoques de matéria orgânica do solo (MOS) pode variar em função de fatores como clima, mineralogia do solo, altitude e manejo dos resíduos. Esta tese investigou a dinâmica da MOS e da microbiota rizosférica em sistemas de cultivo de *Eucalyptus grandis* no Vale do Rio Doce (MG), a partir de três estudos. No primeiro capítulo, o objetivo foi avaliar a dinâmica de frações da MOS (i.e., formação e perda de C) em solos de mineralogia oxídica e caulínica, submetidos a diferentes manejos de resíduo da colheita, durante os cinco primeiros anos após o plantio de eucalipto (terceiro ciclo). Verificou-se que, embora ambos os solos acumulem C, a magnitude do sequestro é modulada pelo teor inicial de C e pela proximidade ao limite de saturação de C do solo, sendo que o solo caulínico apresentou maior acúmulo líquido de C. A manutenção dos RC, especialmente com casca, atenuou perdas de MOS preexistente, enquanto a remoção não comprometeu os estoques finais, mas pode ter acelerado perdas de C em solo oxídico. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar a influência da altitude (290 m e 940 m) e do manejo dos resíduos da colheita de eucalipto sobre as frações da MOS (i.e., entradas e saídas de C) em solos com mineralogia oxídica e caulínica. Os resultados mostraram que a região de maior altitude favorece a retenção de C, particularmente no solo oxídico, em razão de condições climáticas mais amenas (menor temperatura e precipitação) que reduziram a decomposição da MOS preexistente. As entradas de C derivado do eucalipto foram similares entre altitudes, destacando que as variações nos estoques foram atribuídas majoritariamente às perdas de C. A mineralogia influenciou a retenção de C de forma mais acentuada em condições climáticas e de manejo semelhantes. No terceiro capítulo, o objetivo foi compreender como os estímulos gerados nas raízes das plantas de eucalipto, em resposta a diferentes composições de RC, influenciam a composição, diversidade e atividade microbiana do solo rizosférico, bem como os efeitos resultantes sobre a MOS e a disponibilidade de nutrientes. Observou-se que a remoção dos RC estimulou a produção de raízes finas e a sinalização

planta-microrganismo, associada ao recrutamento de bactérias promotoras do crescimento de plantas, como *Burkholderiaceae* e *Acidobacteriaceae*. Já a manutenção dos RC, principalmente com casca, favoreceu o acúmulo de C e N na MOAM e aumentou a diversidade microbiana, enquanto a ausência de casca comprometeu a estrutura da comunidade bacteriana, sugerindo uma limitação estequiométrica (desequilíbrio na proporção de nutrientes) que dificultou o aproveitamento dos resíduos pelos microrganismos na ausência da casca. De forma integrada, os resultados indicam que os estoques de MOS são influenciados por múltiplos fatores interativos: a altitude e o seu regime climático associado afetam a taxa de decomposição da MOS, enquanto a mineralogia e o teor inicial de C definem a capacidade de estabilização da “nova MOS” formada. Ainda que o manejo dos RC tenha mostrado efeito limitado nos estoques finais de C em alguns casos, sua remoção pode promover perdas de MOS preexistente, além de alterar a composição microbiana e favorecer interações rizosféricas com implicações para a saúde do solo e a produtividade florestal.

Palavras-chave: frações da matéria orgânica do solo; mineralogia oxídica e caulínica; região baixa e região alta; resíduos florestais de eucalipto; microrganismos na rizosfera.

ABSTRACT

CARDOSO, Maria da Costa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, October, 2024. **Eucalyptus harvest residue and altitude in the dynamics of organic matter in different soils.** Adviser: Emanuelle Mercedes Barros Soares. Co-advisers: Ivan Francisco de Souza and Rafael da Silva Teixeira.

Eucalyptus plantations are recognized for their high carbon (C) sequestration potential, both in biomass and in the soil, including inputs through the deposition of harvest residue (HR) and root growth. However, the net C balance in soil organic matter (SOM) stocks may vary depending on factors such as climate, soil mineralogy, altitude, and residue management. This thesis investigated SOM dynamics and rhizosphere microbiota in *Eucalyptus grandis* cultivation systems in the Vale do Rio Doce (Minas Gerais, Brazil) through three studies. The first chapter aimed to evaluate SOM fraction dynamics (i.e., C formation and loss) in soils with oxidic and kaolinitic mineralogy under different HR management practices during the first five years after eucalyptus planting (third rotation). Results showed that although both soils accumulated C, the magnitude of sequestration was modulated by the initial C content and proximity to the soil C saturation limit, with the kaolinitic soil exhibiting higher net C accumulation. HR retention, especially with bark, reduced losses of preexisting SOM, while HR removal did not compromise final stocks but may have accelerated C loss in oxidic soil. The second chapter evaluated the influence of altitude (290 m and 940 m) and HR management on SOM fractions (i.e., C inputs and outputs) in oxidic and kaolinitic soils. Higher altitude favored C retention, particularly in oxidic soil, due to milder climatic conditions (lower temperature and precipitation) that reduced decomposition of preexisting SOM. C inputs from eucalyptus were similar across altitudes, indicating that variations in SOM stocks were mainly due to differences in C losses. Mineralogy more strongly influenced C retention under similar climatic and management conditions. The third chapter aimed to understand how root-mediated responses to different HR compositions affect the composition, diversity, and activity of rhizosphere microbial communities, as well as their effects on SOM and nutrient availability. HR removal stimulated fine root production and plant-microbe signaling, associated with the recruitment of plant growth-promoting bacteria, such as *Burkholderiaceae* and *Acidobacteriaceae*. In contrast, HR retention, especially with bark, enhanced C and N accumulation in mineral-associated organic matter (MAOM) and increased microbial diversity, while the absence of bark compromised bacterial community structure, suggesting stoichiometric limitation (nutrient imbalance) that hindered

microbial use of residues. Overall, the findings indicate that SOM stocks were influenced by multiple interactive factors: altitude and its associated climate affect SOM decomposition rates, while mineralogy and initial C content determine the stabilization potential of “new SOM.” Although HR management had limited effects on final C stocks in some cases, its removal may promote preexisting SOM losses and alter the microbial composition, with implications for soil health and forest productivity.

Keywords: soil organic matter fractions; oxidic and kaolinitic mineralogy; lowland and highland regions; eucalyptus forest residues; rhizosphere microorganisms

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	19
CAPÍTULO 1	23
Dinâmica da matéria orgânica em solo oxidico e caulínico influenciado pelos resíduos da colheita de eucalipto	23
1 Introdução	24
2 Material e métodos	27
2.1 Localização e caracterização da área experimental	27
2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais	29
2.3 Instalação dos experimentos	30
2.4 Coleta das microparcelas	33
2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C nas frações	33
2.6 Taxa de decomposição e tempo de meia vida do resíduo de eucalipto	34
2.7 Estoque total de C nas frações da MOS	34
2.8 Partição do C da MOS quanto a origem	35
2.9 Taxas de formação da MOS derivada do eucalipto e de perda da MOS nativa	36
2.10 Mudança nos estoques de C das frações da MOS	36
2.11 Grau de saturação de C do solo	37
2.12 Análise estatística	37
3 Resultados	38
3.1 Decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto.....	38
3.2 Dinâmica dos estoques de C da MOS	39
3.3 Taxas de formação e de mineralização (perda) da MOS.....	41
3.4 Partição do C da MOS aos 5 anos	43
3.5 Alteração nos estoques de C da MOS aos 5 anos.....	44
4 Discussão	46
4.1 Dinâmica do C derivado do eucalipto nas frações da MOS	46
4.2 Formação e perda da MOS	48
5 Conclusões	52
6 Referências	53
7 Material suplementar	58

CAPÍTULO 2	65
Altitude e resíduos da colheita de eucalipto impactam a matéria orgânica de solos oxidico e caulinitico	65
1 Introdução	66
2 Material e métodos	68
2.1 Localização e caracterização das áreas experimentais	68
2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais	70
2.3 Instalação dos experimentos	71
2.4 Coleta das microparcelas	75
2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C e N nas frações	76
2.6 Taxa de decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto.....	76
2.7 Estoques totais de C e N nas frações da MOS.....	76
2.8 Partição do C da MOS quanto a origem	77
2.9 Mudança nos estoques de C das frações da MOS	78
2.10 Carbono derivado do eucalipto retido e não retido na MOS	78
2.11 Grau de saturação de C do solo	79
2.12 Análise estatística	80
3 Resultados	80
3.1 Decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto.....	80
3.2 Estoque de C e N nas frações da MOS	81
3.3 Partição do C da MOS	83
3.4 Eficiência de formação da MOS.....	86
3.5 Alteração nos estoques de C da MOS	87
3.6 Alteração no grau de saturação de C do solo.....	90
4. Discussão	92
4.1 Efeito da altitude no armazenamento de C nas frações da MOS.....	92
4.2 Efeito da mineralogia do solo no armazenamento de C nas frações da MOS.....	93
4.3 Efeito do aporte de C via resíduos da colheita e raízes de eucalipto para o armazenamento de C na MOS	96
5 Conclusões	99
6 Referências	100

CAPÍTULO 3	105
Raízes de eucalipto modulam a microbiota rizosférica em resposta ao manejo dos resíduos da colheita	105
1 Introdução	106
2 Material e métodos	107
2.1 Localização e caracterização da área experimental	107
2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais	108
2.3 Instalação do experimento	109
2.4 Amostragem de solo e raiz	110
2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C e N nas frações	112
2.6 Nutrientes no solo	113
2.7 Atividade da β -glicosidase, Urease e Fosfatase ácida	113
2.8 Extração e sequenciamento de DNA microbiano	113
2.9 Análises de bioinformática	114
2.10 Análise estatística	114
3 Resultados	115
3.1 Produção de raízes finas e C na rizosfera	115
3.2 Atividade enzimática	116
3.3 Comunidade bacteriana do solo	118
3.4 Nutrientes no solo rizosférico e não rizosférico	122
3.5 C e N nas frações da MOS	123
4 Discussão	124
5 Conclusões	129
6 Referências	130
7 Material suplementar	134
CONSIDERAÇÕES FINAIS	139

INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda global por produtos de madeira tem impulsionado o aumento contínuo das áreas com florestas plantadas em todo o mundo (McEwan et al., 2020). Em 2022, o Brasil alcançou a marca de 9,9 Mha plantados, com predominância de espécies do gênero *Eucalyptus*, que somaram 7,6 Mha (IBA, 2023). A região Sudeste apresenta a maior área plantada com eucalipto, com 3,5 Mha e o estado de Minas Gerais se destaca com 2,2 Mha (IBA, 2023). No mesmo ano, o setor gerou uma receita bruta de R\$260 bilhões, representando um crescimento de 6,3 % em relação ao ano anterior e criou 2,6 milhões de empregos diretos e indiretos (IBA, 2023). A expansão das áreas plantadas com eucalipto nos últimos anos deve-se, entre outros fatores, à versatilidade da madeira para diferentes finalidades, à adaptabilidade a diversas condições edafoclimáticas e à elevada produtividade em ciclos curtos (Valadares et al., 2020). Contudo, a manutenção da sustentabilidade produtiva, do ponto de vista da fertilidade e da matéria orgânica do solo (MOS), depende de alguns fatores, como por exemplo manejo da fertilização e manejo dos resíduos da colheita florestal (Barros et al., 2021; Ferreira et al., 2016, 2021).

Para além do aspecto socioeconômico, as extensas áreas com plantios de eucalipto atuam como estoque temporário de C em sua biomassa, e possuem potencial para contribuir para os estoques de C no solo, via MOS (McEwan et al., 2020). Por exemplo, em rotação de 7 anos, plantios de eucalipto estocaram no sistema solo-planta 172 Mg ha⁻¹ de C (povoamento reformado; camada de solo 0-120 cm; Pegoraro et al., 2022). Contudo, para alcançar manejos mais sustentáveis e maior previsibilidade a longo prazo dos estoques de C do solo, são necessárias mais pesquisas de campo que quantifiquem as entradas e saídas de C da MOS, bem como a importância relativa dos fatores relacionados a esses processos.

A MOS é uma mistura complexa de compostos orgânicos de origem vegetal, animal e microbiano, em diferentes estádios de decomposição (Cotrufo & Lavalley, 2022), com distintos graus de labilidade. As funcionalidades da MOS incluem o seu papel como fonte de nutrientes para as plantas, energia para os microrganismos, retenção de água no solo, agregação, sorção de poluentes, entre outros (Smith et al., 2015). Além disso, a MOS representa o maior reservatório terrestre de C, armazenando aproximadamente 900 Pg de C de compostos orgânicos (matéria orgânica associada aos minerais na profundidade de 1 m) (Georgiou et al., 2022). Dessa forma, os estoques de MOS desempenham papel crucial no enfrentamento às mudanças climáticas, pois são potenciais sumidouros de CO₂ atmosférico, desde que os solos sejam manejados adequadamente (Cotrufo et al., 2021).

A construção de estoques de MOS é função direta do balanço de entrada e de saída de C no solo (Cotrufo & Lavelle, 2022). Esses processos são influenciados por fatores bióticos (como a quantidade, a composição química, alocação relativa de insumos vegetais, além dos microrganismos), abióticos (como clima, mineralogia do solo e posição da paisagem) e antropogênicos (Jackson et al., 2017). Em povoamentos de eucalipto, o aporte de C no solo ocorre, principalmente, por deposição de folhas e galhos senescentes (*litterfall*), renovação radicular durante as rotações, rizodeposições, resíduos da colheita florestal (RC) entre as rotações e matéria microbiana (Ferreira et al., 2016, 2021; Oliveira et al., 2021). Por sua vez, a perda de C do solo ocorre, entre outros mecanismos, por lixiviação, erosão e mineralização da MOS, causados por fatores abrangendo revolvimento do solo, precipitação e efeito *priming* (EP) (Mayer et al., 2020). O EP consiste em uma mudança de curto prazo na renovação da MOS causada pelo aporte de diferentes resíduos vegetais, matéria microbiana morta, substâncias orgânicas de alto e baixo peso molecular ou N mineral (Kuzyakov et al., 2000; Valadares et al., 2020). Diversos mecanismos podem estar envolvidos no EP, contudo, um dos mais importantes versa sobre aceleração (i.e., EP positivo) ou retardo (i.e., EP negativo) da ciclagem da MOS devido ao aumento da atividade ou quantidade de matéria microbiana, estimulado, por exemplo, pela adição ao solo de substâncias orgânicas facilmente decomponíveis (Dalenberg & Jager, 1989; Kuzyakov et al., 2000).

Um exemplo de entrada de C acima do solo em sistema silvicultural é o RC florestal (Ferreira et al., 2021; McMahon et al., 2019; Oliveira et al., 2021). Esse material representa uma grande parcela do C que pode ser aportado ao solo. Para uma rotação de 7 anos de *Eucalyptus grandis* o RC (i.e., folhas, galhos, pontas de árvores e casca) representou cerca de 14 % do total de C acumulado na árvore (Pegoraro et al., 2022). Do total de resíduo gerado, em torno de 75 % é classificado como madeira com casca e 25 % folha (Pincelli et al., 2017). A alta proporção de madeira e casca presente no resíduo da colheita, conseqüentemente e comparativamente a folha, incorrem em quantidades elevadas de lignina e alta relação C:N, que são fatores conhecidos por influenciar a conversão de material vegetal em MOS (Cotrufo et al., 2013; Lehmann & Kleber, 2015; Souza et al., 2020). Portanto, estudos que investiguem a contribuição relativa dos diferentes componentes do RC de eucalipto para formação de MOS são importantes para a escolha de manejos mais sustentáveis.

Embora seja recomendável manter ou retornar o RC à área de plantio, devido a entrada potencial de C para o solo (que pode compensar sua perda), resíduos vegetais de parte aérea podem ocasionar efeito inverso caso a microbiota tenha a atividade intensificada, estimulando

a mineralização da MOS (i.e., efeito *priming*) (Kirkby et al., 2014; Studdert & Echeverría, 2000; Whitbread et al., 2003). Esse processo de perda de C pode exceder a quantidade de nova MOS que é formada (Aye et al., 2018; Fontaine et al., 2004), suscitando a discussão de que não necessariamente existe correlação linear entre o aumento do aporte de resíduos vegetais e o armazenamento de C de compostos orgânicos no solo a longo prazo (Jackson et al., 2017). Um aspecto importante da manutenção de resíduos vegetais sobre o solo é a taxa de decomposição desse material. Fatores como temperatura e precipitação influenciam a decomposição de RC de eucalipto, além de afetarem o metabolismo microbiano e, portanto, são potenciais controladores dos estoques de MOS (Souza et al., 2016; Souza et al., 2020). Nesse contexto, a variação climática observada em altitudes contrastantes é um importante fator que deve ser considerado nos estudos de MOS (Choudhury et al., 2016; Tsozué et al., 2019).

Além do aporte de resíduos da parte aérea, as contribuições do sistema radicular (e.g., morte de raízes e rizodeposições) e dos microrganismos do solo (e.g., matéria microbiana e seus metabólitos) constituem importantes componentes da entrada de C no solo, especialmente em subsuperfície (Cotrufo & Lavelle, 2022; Jackson et al., 2017). Em rotação de 7 anos com *E. grandis*, o C armazenado nas raízes correspondeu a 13,8 % do total de C acumulado na matéria da planta, e a transferência de C para o solo foi a uma taxa de 2,71 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na profundidade de 0-120 cm (Pegoraro et al., 2022). No entanto, essa entrada de C fresco pode estimular os microrganismos a mineralizarem a MOS, resultando em perda de C na forma de CO₂ para a atmosfera, caracterizando um efeito *priming* rizosférico (EPR) (Dijkstra et al., 2017). Contudo, argumenta-se que as entradas de C no solo via sistema radicular têm maior probabilidade de estabilizar na forma de MOS do que resíduos de parte aérea (Jackson et al., 2017). Esse efeito estaria relacionado à proximidade das raízes com superfícies minerais do solo, à proteção do material radicular via agregação e à exsudação pelas raízes (Lavelle et al., 2018).

Os estoques de MOS além de serem construídos em função das entradas de C, também dependem da capacidade do solo para armazenar C, assim como de limitar a taxa de mineralização de compostos orgânicos. Nesse contexto, o mecanismo de estabilização química da MOS por interações argilo-orgânicas tem grande importância (Conceição et al., 2013). A magnitude de atuação desse mecanismo varia com o tipo de minerais de argila presente no solo (e.g., caulinita e óxidos de Fe e Al), os quais apresentam características distintas incluindo tamanho de partícula (TP), área superficial específica (ASE) e ponto de carga zero (PCZ), que estão relacionados ao nível de reatividade do mineral (Kleber et al., 2015). Em linhas gerais, a literatura estabelece que quanto maior a superfície específica e a densidade total de cargas dos

minerais de argila, maior será o potencial de estabilização do C no solo (Kleber et al., 2015; Kögel-Knabner et al., 2008). Entretanto, têm sido encontradas na literatura evidências de que a partir de novos aportes de C ao solo, os novos compartimentos de MOS formados tendem a ser colocalizados junto a estruturas preexistentes associadas a compostos orgânicos (Kleber et al., 2007; Vogel et al., 2014). Dado que as extensas áreas com plantios de eucalipto no Brasil estão distribuídas principalmente em solos oxídicos e caulíníticos (Bosco et al., 2012), é imperativo compreender a importância relativa dos componentes da matriz mineral do solo na dinâmica de C do solo (i.e., entrada e saída) em função do manejo de resíduos da colheita adotado.

Um aspecto menos investigado nas pesquisas que envolvem a MOS é a interação entre a alocação de C vegetal e a biota do solo. Relações ecológicas e evolutivas presentes nas teias alimentares ajudam a entender o equilíbrio entre as perdas de C por respiração microbiana (CO₂) e a quantidade de C vegetal estabilizado no solo (entrada) (Jackson et al., 2017). Esse equilíbrio é mediado, entre outros agentes, pelos microrganismos e raízes das plantas (Jackson et al., 2017). O avanço da ciência nessa área depende da integração do conhecimento sobre a estequiometria e a composição bioquímica do material aportado no solo, juntamente com as características edafoclimáticas locais e os mecanismos de resposta microbiana (Kögel-Knabner, 2017). Nesse sentido, importante atenção deve ser direcionada ao ambiente rizosférico (i.e., volume de solo influenciado pelas raízes; Fageria & Stone, 2006). Na rizosfera, a constante liberação de rizodepósitos (e.g., compostos orgânicos de alto e baixo peso molecular) contribui para o estabelecimento de inúmeras interações planta-microrganismos, que influenciam a abundância e diversidade microbiana (Bais et al., 2006). Essas interações podem afetar a eficiência de formação da MOS, uma vez que pesquisas recentes evidenciam que resíduos provenientes da síntese microbiana correspondem de 34 a 47 % da MOS retida por mais tempo no solo (i.e., matéria orgânica associada aos minerais – MOAM; Chang et al., 2023). Compreender como o eucalipto pode “moldar” a diversidade e a atividade microbiológica em sua rizosfera, seja na escassez (i.e., remoção de RC) ou na presença de substratos como fontes de nutrientes (i.e., RC sem ou com a presença de casca), promoverá um avanço no conhecimento sobre as intrínsecas relações ecológicas entre plantas e microrganismos, influenciando o desenvolvimento e a produtividade das florestas plantadas de eucalipto (Valadares et al., 2020).

Diante do exposto, o objetivo geral da tese foi estudar o efeito do resíduo da colheita de eucalipto (i.e., sem resíduo, resíduo sem ou com casca), componentes da matriz mineral do solo (i.e., mineralogia oxídica ou caulínítica) e de altitudes contrastantes (i.e., 290 m ou 940 m) na

dinâmica da matéria orgânica do solo (i.e., entrada e saída de C). Adicionalmente, objetivou-se avaliar o impacto do manejo desses resíduos sobre a comunidade microbiana em solos rizosférico e não rizosférico.

REFERÊNCIAS

- AYE, Nang Seng *et al.* Interactive effects of initial pH and nitrogen status on soil organic carbon priming by glucose and lignocellulose. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 123, p. 33–44, 1 ago. 2018.
- BAIS, Harsh P. *et al.* The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annual Review of Plant Biology*, v. 57, n. 1, p. 233–266, 1 jun. 2006.
- BARROS, Ianna Bizerra *et al.* Integrating forest residue and mineral fertilization: effects on nutrient acquisition, nutrient use efficiency and growth of eucalypt plants. *Forest Ecology and Management*, v. 496, p. 119461, set. 2021.
- BOSCO, João *et al.* Soil attributes under agroecosystems and forest vegetation in the coastal tablelands of northeastern Brazil. v. 36, n. 6, p. 649–664, 2012.
- CHANG, Yi *et al.* A stoichiometric approach to estimate sources of mineral-associated soil organic matter. *Global Change Biology*, v. 30, n. 1, p. 1–14, 9 jan. 2023.
- CHOUDHURY, Burhan U. *et al.* Impact of Land Uses, Agrophysical Variables and Altitudinal Gradient on Soil Organic Carbon Concentration of North-Eastern Himalayan Region of India. *Land Degradation & Development*, v. 27, n. 4, p. 1163–1174, 13 maio 2016.
- CONCEIÇÃO, Paulo Cesar; DIECKOW, Jeferson; BAYER, Cimélio. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil and Tillage Research*, v. 129, p. 40–47, maio 2013.
- COTRUFO, Francesca M. *et al.* In-N-Out: A hierarchical framework to understand and predict soil carbon storage and nitrogen recycling. *Global Change Biology*, v. 27, n. 19, p. 4465–4468, 3 out. 2021.
- COTRUFO, Francesca M.; LAVALLEE, Jocelyn M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *In: SPARKS, Donald (Org.). Advances in Agronomy*. Newark: [S.n.]. v. 172 p. 1–66.
- COTRUFO, M. Francesca *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, v. 19, n. 4, p. 988–995, abr. 2013.
- COTRUFO, M. Francesca; LAVALLEE, Jocelyn M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *In: SPARKS, Donald L. (Org.). Advances in Agronomy*. [S.l.: S.n.]. v. 172 p. 1–66.
- DALENBERG, J. W.; JAGER, G. Priming effect of some organic additions to ¹⁴C-labelled soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 21, n. 3, p. 443–448, jan. 1989.

DIJKSTRA, Feike A. *et al.* Enhanced decomposition and nitrogen mineralization sustain rapid growth of *Eucalyptus regnans* after wildfire. *Journal of Ecology*, v. 105, n. 1, p. 229–236, 6 jan. 2017.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Physical, Chemical, and Biological Changes in the Rhizosphere and Nutrient Availability. *Journal of Plant Nutrition*, v. 29, n. 7, p. 1327–1356, ago. 2006.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing *Eucalyptus* harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 370, p. 1–11, 15 jun. 2016.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Retaining eucalyptus harvest residues promotes different pathways for particulate and mineral-associated organic matter. *Ecosphere*, v. 12, n. 3, 1 mar. 2021.

FONTAINE, Sébastien *et al.* Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology Letters*, v. 7, n. 4, p. 314–320, 1 abr. 2004.

GEORGIU, Katerina *et al.* Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature Communications*, v. 13, n. 1, 1 jul. 2022.

IBA. Relatório Anual 2023. [S.l.: S.n.].

JACKSON, Robert B. *et al.* The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>, v. 48, p. 419–445, 6 nov. 2017.

KIRKBY, Clive *et al.* Nutrient availability limits carbon sequestration in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 68, p. 402–409, jan. 2014.

KLEBER, M.; SOLLINS, P.; SUTTON, R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, v. 85, n. 1, p. 9–24, 4 jul. 2007.

KLEBER, Markus *et al.* Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, v. 130, p. 1–140, 2015.

KÖGEL-KNABNER, Ingrid *et al.* Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 171, n. 1, p. 61–82, fev. 2008.

KÖGEL-KNABNER, Ingrid. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 105, p. A3–A8, 1 fev. 2017.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, out. 2000.

LAVALLEE, J. M. *et al.* Incorporation of shoot versus root-derived ^{13}C and ^{15}N into mineral-associated organic matter fractions: results of a soil slurry incubation with dual-labelled plant material. *Biogeochemistry*, v. 137, p. 379–393, 2018.

LEHMANN, Johannes; KLEBER, Markus. The contentious nature of soil organic matter. NatureNature Publishing Group, 3 dez. 2015. Acesso em: 14 fev. 2020

MAYER, Mathias *et al.* Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, v. 466, p. 118127, 15 jun. 2020.

MCEWAN, Andrew *et al.* Past, present and future of industrial plantation forestry and implication on future timber harvesting technology. *Journal of Forestry Research*, v. 31, n. 2, p. 339–351, 26 abr. 2020.

MCMAHON, Devin E. *et al.* Soil nutrient stocks are maintained over multiple rotations in Brazilian Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, v. 448, p. 364–375, 15 set. 2019.

OLIVEIRA, Fernanda *et al.* Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. *Soil and Tillage Research*, v. 205, 1 jan. 2021.

PEGORARO, Rodinei F. *et al.* Carbon Accumulation and Partitioning Above and Belowground under Coppiced and Replanted Eucalypt Plantations. *Forest Science*, v. 68, n. 2, p. 162–171, 18 abr. 2022.

PINCELLI, Ana Lúcia Sodero Martins; DE MOURA, Luiz Fernando; BRITO, José Otávio. Quantificação dos resíduos da colheita em florestas de *Eucalyptus grandis* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. *Scientia Forestalis/Forest Sciences*, v. 45, n. 115, p. 519–526, 2017.

SMITH, P. *et al.* Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. *SOIL*, v. 1, n. 2, p. 665–685, 2015.

SOUZA, Ivan Francisco de *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 374, p. 186–194, 15 ago. 2016.

SOUZA, Ivan F. *et al.* Potential contribution of eucalypt harvest residues to soil organic carbon in Brazil. *New Forests*, p. 1–22, 2020.

STUDDERT, Guillermo A.; ECHEVERRÍA, Hernán E. Crop Rotations and Nitrogen Fertilization to Manage Soil Organic Carbon Dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, v. 64, n. 4, p. 1496–1503, 1 jul. 2000.

TSOZUÉ, Désiré *et al.* Changes in soil properties and soil organic carbon stocks along an elevation gradient at Mount Bambouto, Central Africa. *CATENA*, v. 175, p. 251–262, abr. 2019.

VALADARES, Rafael *et al.* Rhizosphere microbiological processes and eucalypt nutrition: Synthesis and conceptualization. *Science of The Total Environment*, v. 746, p. 141305, dez. 2020.

VOGEL, Cordula *et al.* Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications*, v. 5, n. 1, p. 2947, 7 jan. 2014.

WHITBREAD, Anthony *et al.* Managing crop residues, fertilizers and leaf litters to improve soil C, nutrient balances, and the grain yield of rice and wheat cropping systems in Thailand and Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 2–3, n. 100, p. 251–263, 2003.

CAPÍTULO 1

Dinâmica da matéria orgânica em solo oxidico e caulínico influenciado pelos resíduos da colheita de eucalipto

Resumo

Florestas de eucalipto podem atuar como importantes sumidouros de CO₂, devido ao elevado armazenamento de C no sistema solo-planta. No entanto, o manejo dos resíduos da colheita (e.g., remoção ou manutenção no campo) e características do solo, como sua mineralogia, influenciam a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS), podendo promover ganhos ou perdas de C. O objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de frações da MOS (i.e., formação e perda de C) em solos de mineralogia oxidica e caulínica, submetidos a diferentes manejos de resíduo da colheita, durante os cinco primeiros anos após o plantio de *Eucalyptus grandis* (terceiro ciclo), no Vale do Rio Doce (MG). O experimento foi conduzido em blocos casualizados, em esquema de parcelas subdivididas. As unidades experimentais (UEs), compostas por microparcelas com os dois tipos de solo, foram enterradas a 20 cm de profundidade e a 40 cm do caule das plantas. As UEs foram coletadas aos 1,1, 1,7, 2,5 e 5 anos após a instalação no campo. O solo foi fracionado em matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM), determinado o teor C total e assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ para estimar entradas e saídas de C derivado dos resíduos da colheita do eucalipto. Observou-se que a formação de nova MOS foi suficiente para compensar as perdas ao longo do tempo, resultando em incrementos líquidos nas duas frações: 0,2 e 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para MOP e 0,7 e 1,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para MOAM, nos solos oxidico e caulínico, respectivamente. Embora o solo oxidico tenha registrado as maiores entradas de C derivado do eucalipto (até 29,1 Mg ha⁻¹), também apresentou maiores perdas da MOS preexistente. Após 5 anos, os estoques de C derivado do eucalipto na MOAM foram similares entre os solos (17,3 Mg ha⁻¹ no oxidico e 16,9 Mg ha⁻¹ no caulínico), o que resultou em maior incremento total de MOS no solo caulínico. Isso se deve ao fato de o solo oxidico estar, inicialmente, acima do seu limite de saturação de C, o que restringiu o acúmulo adicional de MOS contabilizado ao final dos 5 anos. Apesar disso, o solo oxidico ainda apresentou aumento nos estoques de MOS, indicando que o limite de saturação não impede totalmente o sequestro de C, apenas reduz sua magnitude. A remoção dos resíduos de colheita não alterou significativamente os estoques finais, mas pode ter contribuído para perdas de MOS preexistente, especialmente no solo oxidico. Já a manutenção dos resíduos, principalmente com a presença de casca, ajudou a reduzir essas perdas. Conclui-se que povoamentos de eucalipto têm potencial para aumentar os estoques de MOS mesmo em solos acima do limite de saturação de C, e que a mineralogia e o teor inicial de C do solo influenciam fortemente a magnitude desse incremento.

Palavras-chaves: matéria orgânica particulada-MOP; matéria orgânica associada aos minerais-MOAM; mineralogia do solo; déficit de saturação de carbono.

1 Introdução

Os povoamentos com eucalipto no Brasil atingiram 7,6 Mha plantados em 2022, que corresponderam a 76 % do total da área sob florestas plantadas no país (IBA, 2023). Essa posição no cenário nacional, entre outros fatores, é devido à adaptabilidade a diversas condições edafoclimáticas, altas produtividades e versatilidade da madeira para diversos usos (Valadares et al., 2020). Para além do aspecto econômico, as extensas áreas com florestas de eucalipto podem ser importantes sumidouros de CO₂ da atmosfera, dado o elevado armazenamento de C no sistema solo-planta (e.g., 192 Mg ha⁻¹ aos 7 anos de idade; Pegoraro et al., 2022). Desse total, em torno de 55 % corresponde a C estocado na matéria orgânica do solo (MOS) na profundidade de 0-120 cm (Pegoraro et al., 2022). Entretanto, o manejo das plantações de eucalipto pode manter, aumentar ou diminuir a MOS, a depender de fatores incluindo a remoção ou manutenção dos resíduos no campo, bem como, do nível de saturação de C do solo (Epron et al., 2015; Ferreira et al., 2021; Rocha et al., 2018). O conceito de saturação do solo por C está associado à quantidade de silte e argila presente, que são as partículas reativas do solo, portanto, estabilizam o C na fração mineral (Six et al., 2024). Nesse sentido, a MOS é componente chave para os esforços da mitigação das mudanças climáticas no que tange a redução dos gases de efeito estufa na atmosfera (Kopittke et al., 2022; Wu et al., 2024). Contudo, dada a entrada de diferentes fontes de C, em quantidades e épocas distintas durante a rotação do eucalipto, é importante compreender a dinâmica da MOS (i.e., formação e perdas ao longo da rotação), e os fatores que controlam esses processos durante o crescimento do eucalipto.

Em povoamentos de eucalipto as entradas de C no solo ocorrem principalmente via deposição de *litterfall* (e.g., folhas e galhos senescentes), sistema radicular e resíduos da colheita (i.e., folhas, galhos, pontas de árvores e casca; Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2018). Devido à elevada produtividade do eucalipto são geradas grandes quantidades de resíduos por ocasião da colheita, que se mantidos no campo podem ser fonte de C para MOS (~30 Mg ha⁻¹ de C; cascas, folhas, galhos, raízes e serrapilheira; povoamentos com 7 anos; Gatto et al., 2010). Os diferentes módulos de colheita afetam a quantidade e a qualidade dos resíduos que são aportados ao solo (Achat et al., 2015; Achat et al., 2015a), em função das seguintes variações: i) remoção total dos resíduos da colheita, com manutenção apenas da serrapilheira e raízes da rotação anterior, ii) manutenção de todos os resíduos exceto a casca e iii) manutenção de todos os resíduos, inclusive a casca (Ferreira et al., 2021).

Embora a importância dos resíduos da colheita de eucalipto para a MOS tenha sido bastante discutida nos últimos anos (Epron et al., 2015; Ferreira et al., 2021; Kumaraswamy et al., 2014; Oliveira et al., 2021; Rocha et al., 2016, 2018; Souza et al., 2020), o efeito da remoção ou permanência da casca sobre os estoques de MOS ainda é incerto. Isto porque na literatura são encontradas respostas divergentes em função da manutenção ou remoção da casca sobre os estoques de MOS (Ferreira et al., 2021; Fialho et al., 2018; Silva, 2008; Souza et al., 2016, 2020). Adicionalmente, o aporte de C via sistema radicular (e.g., exsudatos, mucilagens e tecidos radiculares mortos), pode resultar em significativas contribuições de C para a MOS (e.g., 10 Mg ha⁻¹) a cada rotação de 7 anos, dada a variabilidade espacial e temporal do crescimento das raízes (Pegoraro et al., 2022). Embora, os resíduos da colheita e raízes do eucalipto possam contribuir para os estoques de MOS, a entrada de C via material orgânico fresco no solo pode induzir mineralização da MOS pelos microrganismos (Kuzyakov et al., 2000). Nesse sentido, é necessário investigar o impacto das entradas de C, tanto acima quanto abaixo do solo, sobre os estoques de C durante o crescimento do eucalipto. Estas avaliações podem dar suporte ao manejo mais sustentável das plantações de eucalipto (Ferreira et al., 2021; Pegoraro et al., 2022; Valadares et al., 2018).

A variação do estoque de C da MOS depende não apenas das entradas de C, mas também da capacidade do solo para armazenar C, assim como de limitar a taxa de mineralização de compostos orgânicos. Logo, o mecanismo de estabilização química da MOS por interações argilo-orgânicas tem grande importância (Conceição et al., 2013). Isso se deve ao fato de que a proporção de areia, silte e argila (i.e., tamanho de partícula - TP), bem como, a área superficial específica (ASE) e ponto de carga zero (PCZ) afetam a reatividade dos minerais pedogênicos e sua capacidade de interagir com a MOS (Kleber et al., 2015). Em solos tropicais, como os Latossolos do Brasil, os principais minerais da fração argila são a caulinita, gibbsita, goethita e hematita, encontrados em diferentes proporções (Ferreira et al., 1999). Nesse cenário, os plantios de eucalipto estão predominantemente distribuídos em solos cauliníticos e oxídicos, os quais apresentam índices k_i e k_r superiores e inferiores a 0,75, respectivamente (Bosco et al., 2012), o que indica um avançado grau de intemperismo desses solos.

Embora o TP, ASE e PCZ sejam importantes fatores relacionados à capacidade do solo em armazenar C, têm sido encontrados na literatura trabalhos que mostram que a partir de novos aportes de C ao solo, os novos compartimentos de MOS formados tendem a ser colocalizados junto a estruturas preexistentes associadas a compostos orgânicos (Kleber et al., 2007; Vogel et al., 2014). Portanto, o paradigma de que o solo tem capacidade limitada para armazenar C,

devido à quantidade restrita de sítios reativos para adsorção, deveria ser melhor investigado. Além disso, o suposto acúmulo de C em multicamadas em associações argilo-orgânicas já estabelecidas, gradativamente levaria a ligações mais fracas da nova MOS formada (Souza et al., 2017). Desta forma, ocorreria redução progressiva do grau de proteção desse C pela matriz mineral do solo (Kleber et al., 2007; Souza et al., 2017). Nesse sentido, dada as extensas áreas com plantios de eucalipto no Brasil, é necessário investigar o impacto de aportes de C sobre a formação de novos compartimentos de MOS e a mineralização de C de compartimentos preexistentes de MOS em solos de mineralogia oxídica e caulinítica.

O fracionamento físico da MOS em compartimentos funcionais, como em matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM), pode contribuir para melhorar a compreensão da transferência de resíduos vegetais para a MOS (Ferreira et al., 2021). A fração MOP tende a ser formada por material vegetal ou animal fragmentado por processos bióticos e abióticos (Cotrufo & Lavelle, 2022). Por outro lado, a fração MOAM inclui materiais derivados de plantas e microrganismos em variados estádios de decomposição, que exibem diferentes tipos de interação com os componentes da matriz mineral (Cotrufo & Lavelle, 2022). A combinação do fracionamento físico da MOS com a avaliação da composição isotópica (e.g., ^{13}C , ^{15}N) fornece medições diretas da decomposição, transferência e persistência do resíduo vegetal e da “nova MOS” formada, assim como seu impacto sobre a MOS preexistente (Ferreira et al., 2021). Dessa forma, é possível maximizar a capacidade de inferir sobre a dinâmica dos estoques de MOS em sistemas silviculturais, como em povoamentos de eucalipto.

Diante do exposto, hipotetiza-se que, a permanência dos resíduos da colheita, especialmente com casca, e o crescimento das raízes finas, favorece a formação de MOS derivada do eucalipto e reduz a perda de C previamente estabilizado. Além disso, supõe-se que esses efeitos sejam modulados pela mineralogia do solo, sendo mais pronunciados em solos oxídicos, devido à sua maior capacidade de estabilização e proteção da matéria orgânica. O objetivo do presente capítulo foi avaliar a dinâmica de frações da MOS (i.e., formação e perda de C) em solos de mineralogia oxídica e caulinítica, submetidos a diferentes manejos de resíduo da colheita, durante os cinco primeiros anos após o plantio de *Eucalyptus grandis* (terceiro ciclo), no Vale do Rio Doce (MG). Para tanto, avaliou-se a taxa de decomposição de RC de eucalipto sem ou com casca, aplicados em solos oxídico ou caulinítico, em condição de campo. As entradas e saídas de C da MOS foram quantificadas por meio da técnica de rastreamento isotópico baseada na diferença de abundância natural do ^{13}C entre o material orgânico aportado

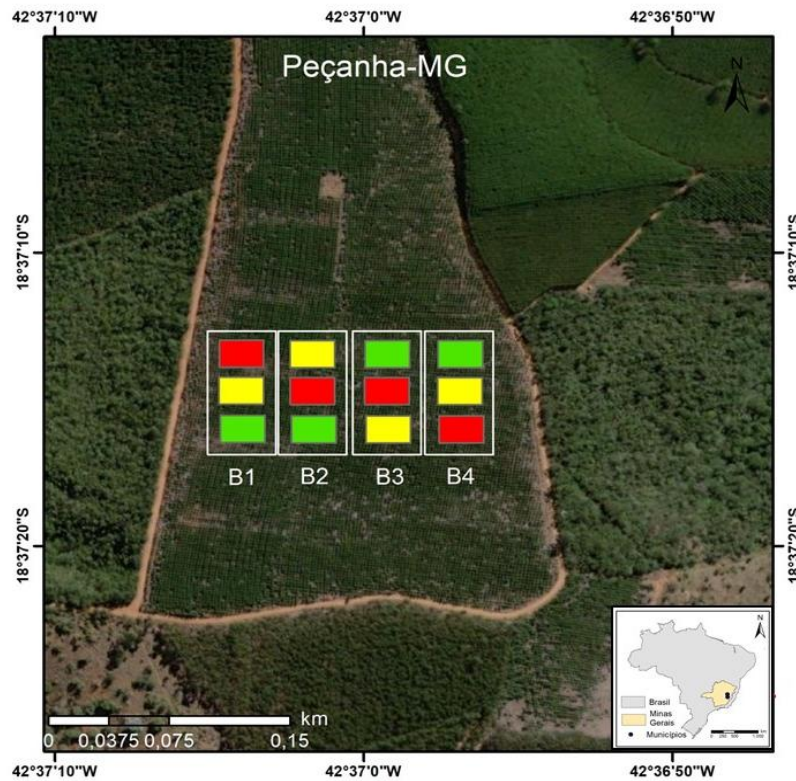
e a MOS preexistente no solo escolhido para o ensaio. A variação no estoque de C derivado do eucalipto no solo (i.e., resíduo da colheita e raízes finas) foi usado como medida da formação da “nova MOS” ao longo do tempo. A variação do C preexistente (i.e., “C_{nativo}”), bem como a diferença entre estoque de C_{nativo} quantificado no final e no início do experimento foram utilizados para avaliar a perda de C previamente associado às frações da MOS durante o estudo de campo.

2 Material e métodos

2.1 Localização e caracterização da área experimental

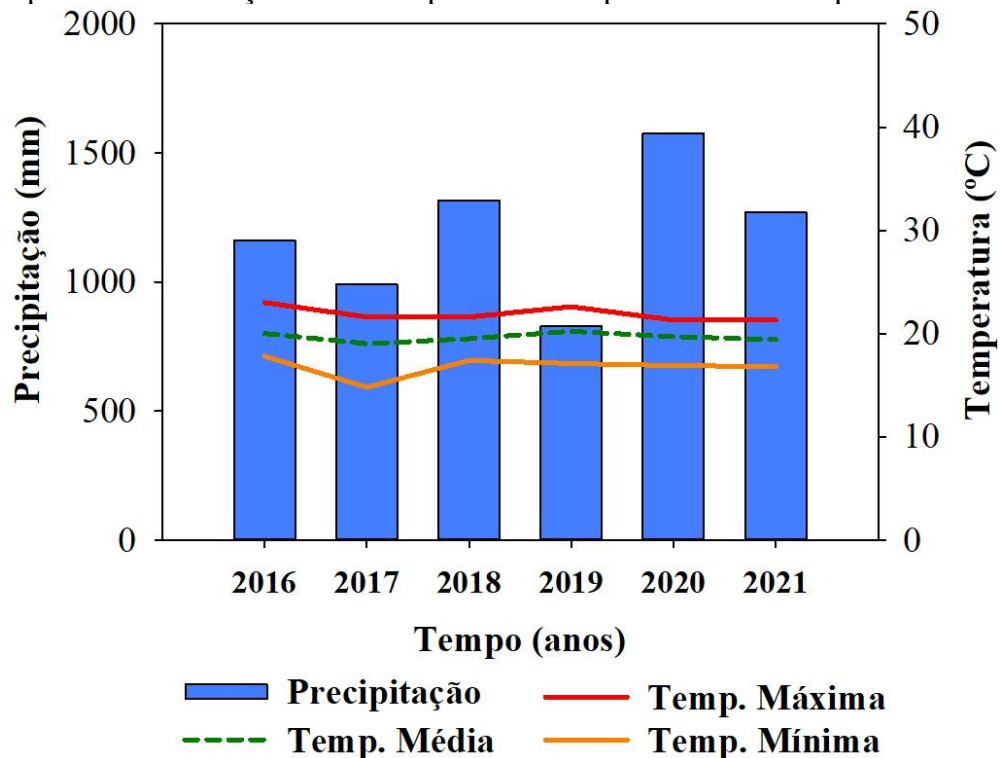
O estudo foi realizado no município de Peçanha (latitude: 18 ° 37' 16" S e longitude: 42° 37' 01" O, altitude média de 940 m), localizado na região do Vale do Rio Doce, no estado de Minas Gerais – MG, Brasil (Figura 1). O clima da região é do tipo Cwa segundo classificação de Köppen (Tropical de altitude; com verão quente e inverno seco), precipitação pluviométrica anual acumulada de 1115 mm e temperatura média anual de 19 °C (Figura 2). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho (LV), oxidico, distrófico, com estrutura granular fortemente desenvolvida (Santos et al., 2013). Para montagem do experimento foi escolhida área com relevo suave ondulado, cultivado com eucalipto, que iniciaria o terceiro ciclo de cultivo com *Eucalyptus grandis* (clone CNB031). Anteriormente à silvicultura com eucalipto, as áreas eram cultivadas com pastos (principalmente *Uroclhoa decumbens* e *Melinis minutiflora*), os quais sucederam as florestas nativas do bioma Mata Atlântica.

Figura 1 - Localização geográfica e croqui simplificado do experimento em Peçanha – MG



As identificações B1, B2, B3 e B4 correspondem aos blocos do experimento. As cores das parcelas dentro dos blocos representam o manejo de resíduo da colheita de eucalipto adotado (vermelho – sem resíduo; amarelo – resíduo sem casca; verde – resíduo com casca). **Fonte:** elaboração própria.

Figura 2 - Precipitação pluviométrica anual acumulada e temperatura máxima, média e mínima na área experimental de Peçanha-MG no período do experimento no campo



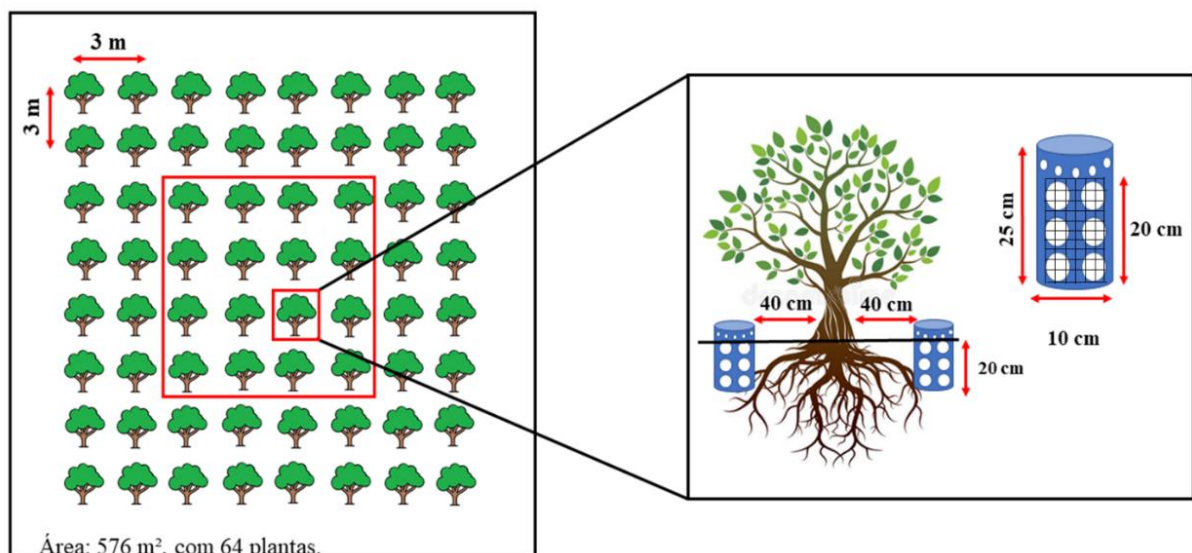
Fonte: elaboração própria.

2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais

Os tratamentos foram arranjados em esquema de parcelas subdivididas e consistiram na combinação dos fatores: i) manejo de resíduo da colheita de eucalipto e ii) mineralogia do solo. As parcelas de campo receberam o primeiro fator em estudo, com três níveis: remoção de todos os resíduos (SR), manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita sem casca (RSC) ou manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita com casca (RCC). As parcelas foram distribuídas em blocos casualizados, com 4 repetições. As subparcelas receberam o fator mineralogia do solo, com dois níveis: solo oxídico (OX) ou solo caulínico (CT) contidos em recipientes de policloreto de vinila (PVC) inseridos ao solo.

As unidades experimentais (UE) corresponderam a microparcels de PVC (25 cm de altura, 10 cm de diâmetro e $\approx 2 \text{ dm}^3$ de volume), instalados em campo. As UEs foram confeccionadas para permitir a entrada das raízes finas do eucalipto no solo contido dentro das microparcels, por meio de 12 acessos laterais (orifícios de 5 cm de diâmetro), os quais foram envoltos com malha de 2 mm de diâmetro de abertura (Figura 3). Além disso, na parede das microparcels foram realizados acessos laterais (orifícios de 2 cm de diâmetro) na porção superior (Figura 3) e, durante a instalação do experimento no campo, esses acessos foram nivelados na superfície do solo, permitindo a movimentação da fauna e da água (Figura 3).

Figura 3 - Esquema de instalação das unidades experimentais (UEs) ao lado do eucalipto dentro da parcela de campo



Em detalhe a UE com aberturas laterais para permitir o crescimento das raízes finas de eucalipto no solo dentro da microparcela. **Fonte:** elaboração própria.

2.3 Instalação dos experimentos

Para a montagem das UEs foram selecionados dois solos com mineralogias distintas (oxídico e caulínico, Figura 4). O solo oxídico foi coletado no município Cantagalo, Minas Gerais, Brasil (18° 35' 36'' S e 42° 39' 10'' O), classificado como Latossolo Vermelho (LV), oxídico (mesoférrico), distrófico, com estrutura granular fortemente desenvolvido (EMBRAPA, 2013). O solo caulínico foi coletado no município de Bom Jesus do Galho, Minas Gerais, Brasil (19° 35' 13'' S e 42° 27' 21'' O), classificado como Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), caulínico (férrico), distrófico, com estrutura em blocos subangulares (Santos et al., 2013). A caracterização química, física e química por ataque sulfúrico foi realizada para os dois solos (Tabelas 1 e 2).

Figura 4 - Representação esquemática da variação das características edáficas e climáticas nos locais de origem dos solos estudados



Fonte: elaboração própria.

Os solos utilizados no preenchimento das UEs foram coletados na camada de 0-20 cm em áreas cultivadas com pastagens (principalmente *Uroclhoa decumbens* e *Melinis minutiflora*) a mais de uma década. A assinatura isotópica natural do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) desses solos consta na Tabela 3. Os solos coletados para preenchimento das UEs apresentavam grau de desenvolvimento pedogenético diferente, porém, com textura semelhante.

Tabela 1 - Caracterização química dos solos oxídico e caulínítico usado no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	pH _{H2O}	Al ³⁺	H+Al	P _{rem}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	N	P	K	S
		cmol _c dm ⁻³	mg L ⁻¹	cmol _c dm ⁻³	dag kg ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
Oxídico	5,1	1,0	11,3	13,3	0,7	0,2	0,20	1,5	41,0	0,0
Caulínítico	3,6	1,8	8,5	31,9	0,6	0,2	0,11	13,4	64,0	35,0

Mineralogia do solo	B	Cu	Mn	Fe	Zn	SB	t	T	V	m
	-----mg dm ⁻³ -----				-----cmol _c dm ⁻³ -----		%	%		
Oxídico	0,4	0,2	9,8	97,4	0,3	1,00	2,0	12,3	8,1	51,0
Caulínítico	0,7	0,7	4,9	174,7	2,3	0,96	2,8	9,5	10,1	65,5

pH em água, relação 1:2,5; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ extraído por KCl (1 mol L⁻¹); H + Al – extraído por Acetato de Cálcio (0,5 mol L⁻¹ - pH 7,0); N total (digestão sulfúrica e quantificação titulométrica pelo método Kjeldahl); P, K, Fe, Zn, Mn e Cu extraído por Mehlich-1; S extraído por fosfato monocalcico em ácido acético; B extraído com água quente; SB= soma de bases trocáveis; t= capacidade de troca catiônica efetiva; T= capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V= índice de saturação por bases; m= índice de saturação por alumínio; P_{rem}= fósforo remanescente. **Fonte:** elaboração própria.

Tabela 2 - Caracterização física e química (via ataque sulfúrico) dos solos oxídico e caulínítico utilizados no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	Areia ⁽¹⁾	Silte ⁽²⁾	Argila ⁽²⁾	Al ₂ O ₃ ⁽³⁾	Fe ₂ O ₃ ⁽³⁾	SiO ₂ ⁽³⁾	kr ⁽⁴⁾	ki ⁽⁵⁾
	-----dag kg ⁻¹ -----			-----g kg ⁻¹ -----				
Oxídico	29,2	1,4	69,5	143,6	143,6	47,9	0,44	0,57
Caulínítico	29,8	0,7	69,6	197,4	177,3	155,3	0,89	1,34

⁽¹⁾ Peneiramento úmido; ⁽²⁾ Sedimentação particulada; ⁽³⁾ Ataque sulfúrico; ⁽⁴⁾ kr ≤ 0,75 solo óxido e kr ≥ 0,75 solo caulínítico; ⁽⁵⁾ ki: relação molecular 1,7 x SiO₂ / Al₂O₃. **Fonte:** elaboração própria.

Tabela 3 - Teor e assinatura isotópica do carbono (δ¹³C) nas frações da MOS e limite de saturação de C nos solos oxídico e caulínítico utilizados no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	Teor de C-MOP ⁽¹⁾	δ ¹³ C-MOP ⁽¹⁾	Teor de C-MOAM ⁽²⁾	δ ¹³ C-MOAM ⁽²⁾	LSc ⁽³⁾
	g kg ⁻¹	‰	g kg ⁻¹	‰	g kg ⁻¹
Oxídico	1,8	-19,1	38,6	-22,8	32,6
Caulínítico	0,8	-25,9	15,8	-25,7	32,3

⁽¹⁾ Matéria orgânica particulada – MOP; ⁽²⁾ Matéria orgânica associada aos minerais – MOAM; MOP e MOAM obtidas por fracionamento físico da MOS (Cambardella & Elliot, 1992); Teor de C e δ¹³C determinado em espectrômetro de massas de razão isotópica elementar (IRMS). Teor de C na MOP ou MOAM expresso em gramas por quilograma de solo (g kg⁻¹); ⁽³⁾ O limite de saturação de C na MOAM (fração silte + argila) por kg de solo foi estimado com base em Six et al. (2024), que estabeleceu, a partir dos dados atualmente disponíveis, que a estabilização máxima de C em solos com predominância de argilas do tipo 1:1 é de 46 ± 4 g de C por kg de silte + argila. Para o cálculo, multiplicou-se a proporção de silte + argila no solo (kg de silte + argila por kg de solo) pelo valor de referência de 46 g kg⁻¹. **Fonte:** elaboração própria.

As UEs foram preenchidas com solo fresco peneirado em malha de 2 mm. O preenchimento foi realizado em 4 camadas de aproximadamente 5 cm cada, até a altura de 20 cm (oxídico ou caulínico). Na porção dos 5 cm superiores foram adicionados os resíduos da colheita de eucalipto de acordo com os tratamentos RSC ou RCC. Os resíduos da colheita adicionados na superfície do solo dentro das UEs (serapilheira, folhas, galhos e cascas) foram coletados de quatro plantas de eucalipto da rotação anterior. As árvores foram selecionadas aleatoriamente na área experimental antes da colheita do povoamento. Esses resíduos foram secos a 50 °C em estufa de circulação de ar forçada e picados em pedaços variando de 1 a 5 cm (as folhas não foram cortadas). As quantidades de folhas, galhos, cascas e serapilheira adicionados em cada UE foram calculados a partir da quantificação dos resíduos que permaneceram por unidade de área após a colheita do eucalipto. A Tabela 4 apresenta a massa de matéria seca e o teor de macronutrientes nos componentes do RC adicionados às UEs. Após a adição do resíduo as UEs foram cobertas com uma tela com malha de 1 cm de abertura de forma a evitar que durante o ciclo do eucalipto houvesse aporte de material vegetal recente via *litterfall*. A densidade do solo dentro das UEs ($\approx 1 \text{ kg dm}^{-3}$) foi semelhante à densidade do solo da área experimental.

Tabela 4 - Massa de matéria seca e teor de macronutrientes nos componentes do resíduo da colheita do eucalipto adicionados dentro das unidades experimentais

Componente ⁽¹⁾	MMS ⁽²⁾	C ⁽⁴⁾	N ⁽⁴⁾	P ⁽⁵⁾	K ⁽⁵⁾	Ca ⁽⁵⁾	Mg ⁽⁵⁾	S ⁽⁵⁾
	g UE ⁻¹⁽³⁾	-----g kg ⁻¹ -----						
Folhas	2,3	440,4	21,7	1,30	6,30	5,00	2,10	3,00
Galhos	10,8	452,6	2,73	0,14	1,20	0,76	0,35	0,10
Casca	16,3	426,6	3,90	0,70	4,90	20,8	3,40	0,40
Serrapilheira	21,4	441,5	5,90	0,30	1,00	4,20	0,80	0,10
RSC	34,5	444,9	5,96	0,47	7,31	3,06	3,42	0,30
RCC	50,8	439,0	5,30	0,54	6,54	8,75	3,41	0,33

⁽¹⁾ Componentes do resíduo da colheita florestal; ⁽²⁾ Massa de matéria seca dos componentes do resíduo da colheita adicionado às UEs (MMS); ⁽³⁾ Para os tratamentos sem casca (RSC) e com casca (RCC) a massa total de resíduo da colheita adicionada por hectare foi de 44 Mg ha⁻¹ (20 Mg ha⁻¹ de C) e 65 Mg ha⁻¹ (28 Mg ha⁻¹ de C), respectivamente; ⁽⁴⁾ Determinado em espectrômetro de massas de razão isotópica elementar (IRMS); ⁽⁵⁾ Digestão nítrico-perclórica do material e posterior dosagem por espectroscopia de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). **Fonte:** elaboração própria.

As UEs foram instaladas em povoamento de *E. grandis* no início do terceiro ciclo (reforma do povoamento com novo plantio de mudas), em parcelas com aproximadamente 1.296 m², compostas por 144 plantas (12 linhas com 12 plantas), em espaçamento de 3 x 3 m. A parcela útil consistiu nas 8 linhas centrais, com 8 plantas (64 árvores no total).

Antes do plantio, foi realizada a aplicação de calcário em área total, com dose de 1.750 kg ha⁻¹ de calcário contendo 40 % de CaO e 11 % de MgO. A primeira parcela da adubação de cobertura foi realizada um mês antes do plantio, com a aplicação mecanizada de 400 kg ha⁻¹ de NPK 06-10-29, suplementado com 0,8 % de B, 0,5 % de Zn e 0,5 % de Cu, por meio de subsolagem em filete contínuo a 30-40 cm de profundidade. A adubação de plantio foi realizada manualmente um mês após a primeira adubação de cobertura, com a aplicação de 100 g/planta de NPK 06-30-06 + 0,25 % B + 1,0 % Zn + 1,0 % Cu, distribuídos em duas covetas laterais por planta. A segunda parcela da adubação de cobertura foi efetuada 10 meses após a adubação de plantio, também por atividade mecanizada, com a aplicação em área total de 400 kg ha⁻¹ de NPK 06-10-29 + 0,8 % B + 0,5 % Zn + 0,5 % Cu.

O plantio das mudas de eucalipto foi realizado em junho de 2017 e a instalação das UEs ocorreu em março de 2018. O resíduo da colheita do eucalipto da rotação anterior foi mantido nas parcelas de campo de acordo com os tratamentos RSC (44 Mg ha⁻¹) e RCC (65 Mg ha⁻¹). As microparcels foram instaladas no solo a 20 cm de profundidade e a 40 cm de distância do caule das plantas de eucalipto, na linha de plantio (Figura 3).

2.4 Coleta das microparcels

As UEs foram removidas do campo aos 1,1, 1,7, 2,5 e 5,0 anos após o início do experimento, e tanto o resíduo remanescente quanto o solo dentro das microparcels foram amostrados. Os solos foram separados nas camadas de 0-1, 1-5, 5-10 e 10-15 cm, secos ao ar e passados em peneira de 2 mm para a obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). O resíduo remanescente foi, então, quantificado, e a taxa de decomposição, posteriormente calculada.

2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C nas frações

As amostras de solo foram fracionadas em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) segundo Cambardella e Elliot (1992). Para tanto, 10 g de TFSA (terra fina seca ao ar) foram dispersos em 30 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) sob agitação constante por 15 h. Após o período estabelecido, a mistura (solo + solução) foi peneirada a úmido, em peneira de 0,053 mm. A fração granulométrica retida na

peneira é denominada MOP e a fração cujos componentes têm tamanho menor que 0,053 mm é denominada MOAM. As duas frações foram secas em estufa de circulação de ar forçado por 7 dias a 60 °C, finamente moídas, peneiradas (malha 0,150 mm) e pesadas. Posteriormente a determinação dos teores de C e $\delta^{13}\text{C}$ nas frações MOP e MOAM foram realizadas por combustão a seco usando um espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS 20 20 ANCA-GLS, Sercon, Crewe, UK). Os resultados da abundância natural de ^{13}C foram referenciados de acordo com o padrão internacional (PDB) e expressos em partes por mil (‰).

2.6 Taxa de decomposição e tempo de meia vida do resíduo de eucalipto

Os dados de massa de matéria seca do RC remanescente, ao longo tempo, ajustou-se ao modelo exponencial simples (equação 1), proposto por Olson (1963). O tempo de meia vida ($t_{0,5}$) foi calculado pela equação 2 (Paul & Clark, 1989).

$$X = X_0 e^{-kt} + \varepsilon \quad (1)$$

$$t_{0,5} = \frac{-\ln(0,5)}{k} = \frac{0,693}{k} \quad (2)$$

Em que: X é a massa de matéria seca remanescente do material após um período t; X_0 é a massa de matéria seca inicial do material; k é a constante de decomposição do material.

2.7 Estoque total de C nas frações da MOS

O estoque total de C das frações MOP e MOAM foram calculados segundo Deng et al., (2016) por meio da equação 3.

$$C_{total} = \frac{tC \times dS \times eS}{10} \quad (3)$$

Em que C_{total} é o estoque total de carbono de compostos orgânicos das frações MOP ou MOAM em um determinado tempo (Mg ha^{-1}); tC é o teor de carbono nas frações MOP ou MOAM em um determinado tempo (g kg^{-1}); dS é a densidade do solo (g cm^{-3}) e eS é a espessura da camada de solo considerada (cm). Após a obtenção do estoque total de C das frações MOP e MOAM, realizou-se a soma das camadas 0-1, 1-5, 5-10 e 10-15 cm, obtendo o estoque de C da camada 0-15 cm. Para fins desta pesquisa, optou-se por apresentar os resultados do estoque de C para a camada de 0-15 cm.

2.8 Partição do C da MOS quanto a origem

A partição do C presente nas frações da MOS quanto a origem foi baseada na variação da abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$). Este método consiste na partição do C do solo entre duas fontes com distintas assinaturas isotópicas do ^{13}C . Na média, a assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ do eucalipto (resíduo da colheita e raízes finas) é menor ou igual a -27 ‰. Enquanto a assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da MOS nativa, em média, é maior que -25 ‰. O fator de contribuição do eucalipto ($f_{\text{eucalipto}}$) para as frações da MOS foi calculada por meio da equação 4 (Stewart et al., 2009). No manejo sem resíduo (SR), a contribuição do C derivado do eucalipto para as frações da MOS foi considerado como sendo via raízes finas do plantio de eucalipto que estava crescendo. Nos manejos de resíduo da colheita sem ou com casca (RSC ou RCC), a contribuição do C derivado do eucalipto para as frações da MOS foi considerado como sendo via resíduo da colheita e raízes finas. Isto porque, todas as unidades experimentais (microparcelas) permitiam a entrada das raízes finas do eucalipto.

$$f_{\text{eucalipto}} = \frac{\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}}{\delta^{13}\text{C}_{\text{eucalipto}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}} \quad (4)$$

Em que: $\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}}$ é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ das frações MOP ou MOAM aos 33 ou 30 meses após o início do experimento; $\delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}$ é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ das frações MOP ou MOAM no início do experimento; $\delta^{13}\text{C}_{\text{eucalipto}}$ é o $\delta^{13}\text{C}$ do tecido vegetal do eucalipto ($\delta^{13}\text{C}$ igual a -27,26 e -27,61 para RSC e RCC, respectivamente). A quantidade de C derivado do eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$) presente nas frações da MOS foi calculado multiplicando os estoques totais de C em cada camada pelo fator de contribuição ($f_{\text{eucalipto}}$).

A proporção do C derivado da MOS preexistente (i.e., MOS preexistente, também chamada de MOS nativa, corresponde aos estoques de MOS anterior a entrada de C derivado do eucalipto) foi calculado pelo fator f_{nativo} para cada uma das frações da MOS (equação 5).

$$f_{\text{nativo}} = 1 - f_{\text{eucalipto}} \quad (5)$$

Em que: $f_{\text{eucalipto}}$ é a contribuição do eucalipto para as frações MOP ou MOAM.

A quantidade de C da MOS nativa (C_{nativo}) presente nas frações da MOS foi calculado pela multiplicação do fator de contribuição (f_{nativo}) pelo conteúdo total de C em cada fração.

2.9 Taxas de formação da MOS derivada do eucalipto e de perda da MOS nativa

A taxa de formação da MOP e da MOAM com C derivado do eucalipto foi calculado por meio da equação 6 e a taxa de perda de C preexistente (i.e., MOS nativa) dessas frações foi calculada por meio da equação 7.

$$txF = \left(\frac{Est.Ceuc(t)}{Tempo} \right) \quad (6)$$

$$txP = \left(\frac{Est.Cnativo(t) - Est.Cnativo(inicial)}{Tempo} \right) \quad (7)$$

Em que: txF é a taxa de formação da MOP ou da MOAM com C derivado do eucalipto em um determinado tempo ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); txP é a taxa de perda de C derivado da MOS nativa (MOP ou MOAM) em relação ao tempo inicial ($Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$); $Est.C_{euc(t)}$ é o estoque de C derivado do eucalipto nas frações MOP ou MOAM presente em um determinado tempo ($Mg\ ha^{-1}$); $Est.C_{nativo(t)}$ é o estoque de C derivado da MOS nativa nas frações MOP ou MOAM presente em um determinado tempo ($Mg\ ha^{-1}$); $Est.C_{nativo(inicial)}$ é o estoque de C derivado da MOS nativa nas frações MOP ou MOAM presente no início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$).

2.10 Mudança nos estoques de C das frações da MOS

A mudança no estoque de C da MOP e MOAM (total e nativo) foram calculados por meio das equações 8 e 9.

$$\Delta C_{total} = C_{final} - C_{inicial} \quad (8)$$

$$\Delta C_{nativo} = C_{nativo} - C_{inicial} \quad (9)$$

Em que: ΔC_{total} é o incremento ou decréscimo no estoque total de C das frações MOP ou MOAM após 5 anos do início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$); ΔC_{nativo} é o incremento ou decréscimo no estoque de C derivado da MOS preexistente das frações MOP ou MOAM após 5 anos do início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$); C_{final} é o estoque total de C das frações MOP ou MOAM após 5 anos do início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$); C_{nativo} é o estoque de C derivado da MOS preexistente das frações MOP ou MOAM após 5 anos do início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$); $C_{inicial}$ é o estoque de C das frações MOP ou MOAM no início do experimento ($Mg\ ha^{-1}$).

O impacto da entrada de C derivado do eucalipto, acima e abaixo do solo, para a MOS nativa, foi acompanhado pela mudança relativa na contribuição da MOS nativa referente ao C orgânico total do solo.

2.11 Grau de saturação de C do solo

Para obter o grau de saturação de carbono do solo (GSc), foi inicialmente estimado o limite de saturação de C na MOAM (fração silte + argila), por kg de solo, denominado LSc (Tabela 3). Essa estimativa seguiu o critério de Six et al. (2024), que, com base nos dados atualmente disponíveis, indicou que a estabilização máxima de C em solos com predominância de argilas 1:1 é de 46 ± 4 g de C por kg de silte + argila. Para o cálculo, multiplicou-se a proporção de silte + argila do solo (kg de silte + argila por kg de solo; Tabela 2) pelo valor de referência de 46 g kg^{-1} . Em seguida, o GSc foi estimado por meio da equação 10 e a mudança no GSc (ΔGSc) foi calculada por meio da diferença entre o GSc no final do experimento e o GSc inicial.

$$\text{GSc} = \frac{C\text{-MOAM}}{\text{LSc}} \times 100 \quad (10)$$

Em que: GSc é o grau de saturação de C do solo (%); C-MOAM é o teor de C na fração MOAM por kg de solo (g kg^{-1}); LSc é o limite de saturação de C na MOAM (silte + argila) por kg de solo (g kg^{-1}).

2.12 Análise estatística

Para as variáveis analisadas ao longo do tempo (estoques de C total, C derivado do eucalipto e C nativo, bem como taxa de formação e perda da MOS) não houve ajuste dos dados a nenhum modelo de regressão linear ou não linear. Desta forma, os gráficos ao longo do tempo permitem uma observação qualitativa da formação de novos compartimentos de MOS e perda da MOS nativa.

Os dados referentes ao tempo da amostragem, feita aos 5 anos após o início do experimento, foram submetidos à análise das pressuposições da estatística paramétrica (normalidade e homoscedasticidade). Em seguida foi realizado a análise de variância (ANOVA) com teste F ao nível de 10 % de probabilidade e as médias foram comparadas pelo teste SNK a 10 % de probabilidade no pacote ExpDes.pt do software estatístico R. O teste de médias foi realizado para todos os desdobramentos de interações. Esse procedimento foi

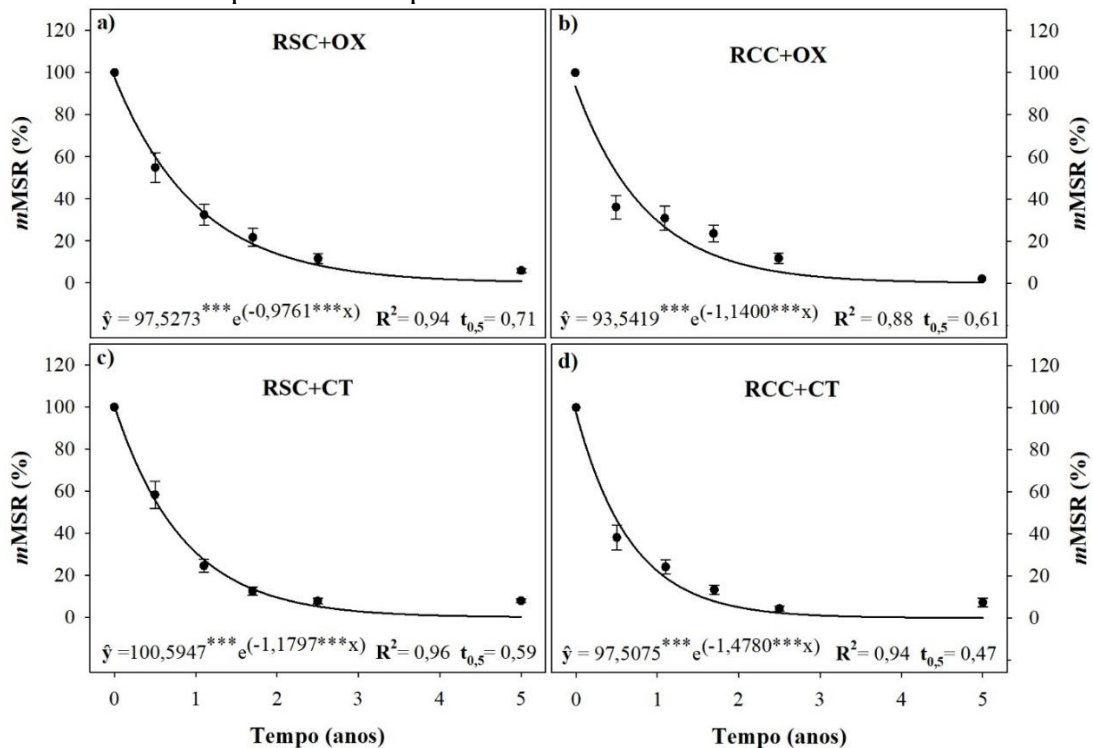
adotado porque o teste F não é conclusivo para situações em que se tem mais que 1 GL para os fatores em estudo. A análise estatística foi realizada para as variáveis descritas acima, considerando a camada total de 0-15 cm, por representar um volume de solo mais representativo para povoamentos florestais. Os gráficos foram elaborados no software SigmaPlot.

3 Resultados

3.1 Decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto

Após 5 anos, mais de 93 e 95 % do resíduo da colheita mantido no campo já havia sido decomposto, equivalente à liberação de 18,6 e 26,6 Mg ha⁻¹ de C, nos manejos RSC e RCC, respectivamente. Curiosamente, a taxa de decomposição (k) foi numericamente maior no manejo RCC em relação ao RSC nos dois solos estudados, e também para solo caulinítico comparado ao oxídico em ambos os manejos (i.e., RSC= 0,97 e RCC= 1,14 para solo oxídico; RSC= 1,18 e RCC= 1,48 para solo caulinítico; Figura 5). Como reflexo do resultado da taxa k, o tempo de meia vida do resíduo (t_{0,5}) foi menor para RCC comparado ao RSC em cada solo, e também para solo caulinítico em relação ao oxídico em ambos os manejos (Figura 5).

Figura 5 - Massa de matéria seca remanescente do resíduo da colheita do eucalipto (mMSR) ajustado ao modelo exponencial simples



Parâmetros dos modelos seguidos de *** são significativos ao nível de 0,1 % de probabilidade pelo teste F. Barras representam o erro padrão das médias. Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico - OX ou Solo caulinítico - CT. **Fonte:** elaboração própria.

3.2 Dinâmica dos estoques de C da MOS

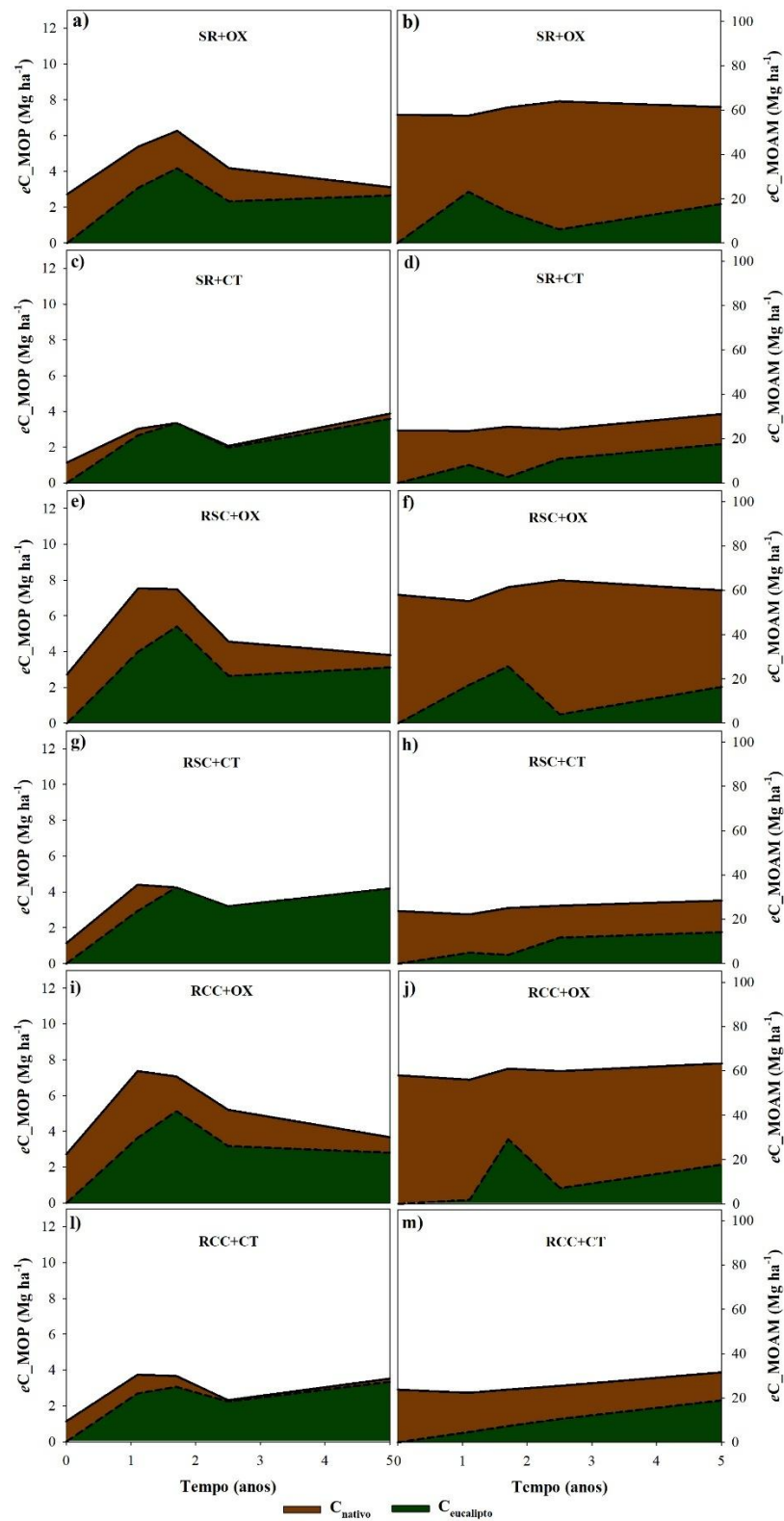
A dinâmica dos estoques totais de C das frações da MOS foi qualitativamente semelhante entre os manejos e os solos estudados (Figura 6). Em geral, o maior estoque total de C na MOP ocorreu entre 1,1 e 1,7 anos, enquanto na MOAM, o maior estoque de C foi observado entre 2,5 e 5 anos. Embora a dinâmica dos estoques de C_{total} das frações da MOS tenha sido semelhante, o solo oxídico apresentou valores máximos relativamente superiores em relação ao solo caulínítico, tanto na MOP (i.e., 7,5 vs 4,4 Mg ha⁻¹) quanto na MOAM (i.e., 64,5 vs 31,5 Mg ha⁻¹).

Para os estoques de $C_{eucalipto}$, a dinâmica de entrada do C nas frações da MOS foi semelhante entre os manejos e ligeiramente discrepante entre os solos investigados (Figura 6). No solo oxídico, o estoque de $C_{eucalipto}$ na MOP variou de 2,3 a 5,4 Mg ha⁻¹ e na MOAM variou de 1,7 a 29,1 Mg ha⁻¹, com ápice acontecendo entre 1,1 e 1,7 anos em ambas as frações. Para solo caulínítico, o pico da contribuição de $C_{eucalipto}$ na MOP aconteceu aos 1,7 e 5 anos, com estoques entorno de 2,0 a 4,3 Mg ha⁻¹. No compartimento MOAM desse mesmo solo, o estoque de $C_{eucalipto}$ variou de 2,7 a 18,9 Mg ha⁻¹ e o ápice da contribuição ocorreu aos 5 anos.

Em linhas gerais, os estoques de C_{nativo} diminuíram gradativamente ao longo do crescimento do eucalipto, tanto na MOP quanto na MOAM, independentemente do manejo do resíduo (Figura 6). Na fração MOP do solo caulínítico, o C_{nativo} chegou a ser totalmente substituído por $C_{eucalipto}$ (i.e., C_{nativo} variou de 0 a 1,5 Mg ha⁻¹), enquanto a variação no solo oxídico foi de 0,5 a 3,7 Mg ha⁻¹. No compartimento MOAM, a variação de C_{nativo} foi maior no solo oxídico (i.e., 31,8 a 58,0 Mg ha⁻¹) em relação ao caulínítico (i.e., 12,7 a 23,7 Mg ha⁻¹).

Em valores absolutos, a entrada de $C_{eucalipto}$ foi maior na MOAM em comparação a MOP. No entanto, a “mistura isotópica do C” na MOS, em termos relativos, ocorreu com maior expressividade na fração particulada (Figura 6). A proporção de $C_{eucalipto}$ em relação ao C_{nativo} , na fração MOP, variou de 49 a 85 % para solo oxídico e de 67 a 100 % para solo caulínítico. No compartimento MOAM, a proporção variou de 4 a 52 % para solo oxídico e de 11 a 74 % para caulínítico. Comparativamente, a proporção de $C_{eucalipto}$ em relação ao C_{nativo} foi maior para solo caulínítico em relação ao solo oxídico na fração MOP (i.e., CT= 91 % e OX= 66 % na MOP), assim como na MOAM (i.e., CT= 39 % e OX= 26 % na MOAM). Entre os manejos de resíduo, essa proporção foi semelhante, tanto na MOP (i.e., SR= 80 %, RSC=79 % e 76 %) quanto na MOAM (i.e., SR= 33 %, RSC=31 % e 33 %).

Figura 6 - Dinâmica dos estoques de C (eC) derivado do eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$; em verde) e C preexistente (C_{nativo} ; em marrom) nas frações MOP e MOAM durante o crescimento do eucalipto, na camada 0-15 cm



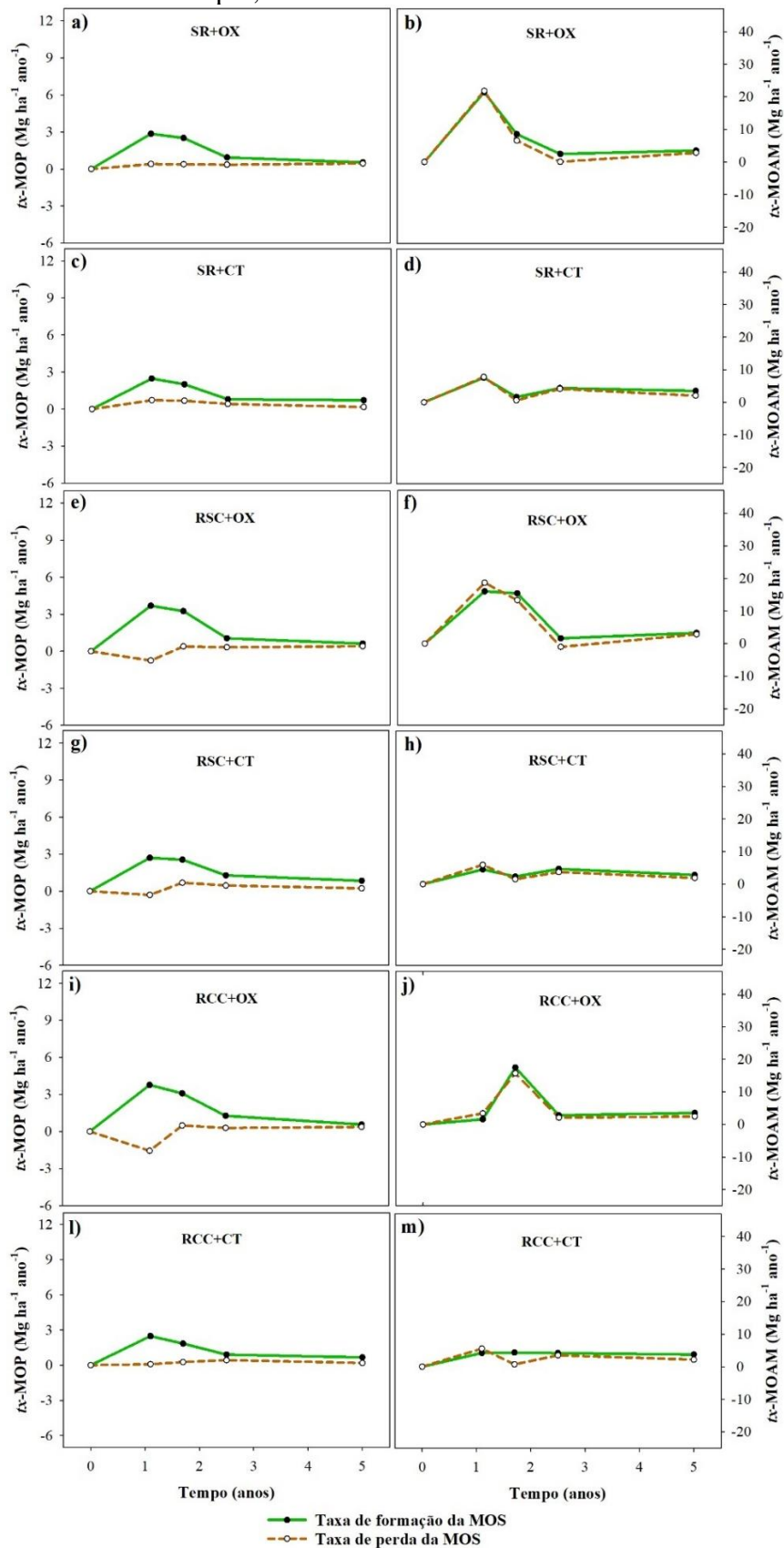
A linha tracejada representa o limite do valor do estoque de C derivado do eucalipto e a linha superior contínua representa o valor do estoque total de C da MOP ou da MOAM. Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico - OX ou Solo caulínico - CT. **Fonte:** elaboração própria.

3.3 Taxas de formação e de mineralização (perda) da MOS

Durante os 5 anos, a taxa de formação e perda da MOS foram maiores na fração MOAM comparado a MOP nos manejos de resíduos e solos estudados (Figura 7). A diferença entre a formação e perda da MOS foi mais evidente na MOP, principalmente, até os 2,5 anos. Neste período, a taxa de formação da MOP foi em média 83 e 5 vezes maior que a perda, para os solos oxídico e caulínítico, respectivamente. Depois desse período, até os 5 anos, a formação e perda da MOP apresentaram valores próximos, embora com maiores valores para a formação em relação às perdas de C. Na MOAM, independente da variação observada no período de 5 anos, a taxa de formação e perda da MOS estiveram muito próximas em todos os tratamentos (Figura 7). Na maior parte do tempo, a taxa de formação da MOAM foi igual ou superior à perda, exceto na medição feita em 1,1 ano. Nessa avaliação a perda de C foi ligeiramente superior nos manejos RSC e RCC em ambos os solos (Figuras 7f, 7h, 7j e 7m).

De maneira geral, durante o crescimento do eucalipto, a taxa de formação da MOS superou a taxa de perda, tanto na MOP quanto na MOAM em ambos os manejos e solos desta pesquisa (Figura 7). Nesse período, a formação de MOP foi maior para solo oxídico em relação ao caulínítico; em RSC e RCC vs SR para solo oxídico e em RSC vs SR para solo caulínítico (Figuras 7a, 7c, 7e, 7g, 7i e 7l). Em relação à perda de MOP, foi observado maior valor em solo caulínítico vs solo oxídico e em SR vs RSC ou RCC para ambos os solos. No compartimento MOAM, durante os 5 anos, a taxa de formação e perda da MOS foi maior em OX vs CT; em RSC vs SR ou RCC para solo oxídico e em SR vs RSC ou RCC para solo caulínítico (Figuras 7b, 7d, 7f, 7h, 7j e 7m).

Figura 7 - Taxas de formação (verde) e de perda (marrom) da MOS nas frações MOP e MOAM durante o crescimento do eucalipto, na camada 0-15 cm



Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico - OX ou Solo caulínítico - CT. **Fonte:** elaboração própria.

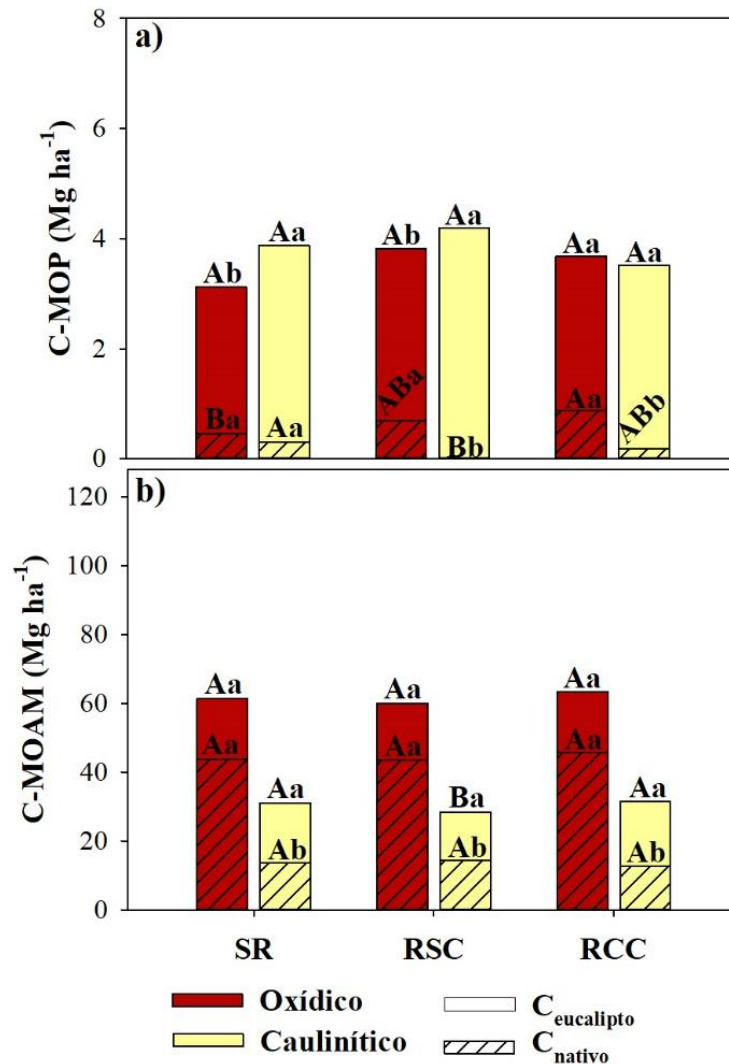
3.4 Partição do C da MOS aos 5 anos

Aos 5 anos, a contribuição do $C_{\text{eucalipto}}$ para as frações da MOS, em valores absolutos, foi 5 vezes maior na MOAM comparado a MOP (i.e., MOP= 3,4 Mg ha⁻¹ e MOAM= 16,8 Mg ha⁻¹, correspondendo a 14,2 e 70 % do C do resíduo da colheita deixado na superfície do solo, respectivamente; Figura 8). Em média, do total de C presente na MOP, 19 e 4 % era de C_{nativo} e 81 e 96 % $C_{\text{eucalipto}}$; no compartimento MOAM, a proporção foi de 72 e 44 % C_{nativo} e 28 e 56 % $C_{\text{eucalipto}}$ para solo oxídico e caulínítico, respectivamente. As raízes finas do eucalipto foram, em média, responsáveis pelo armazenamento de C equivalente a 2,7 e 17,6 Mg ha⁻¹ nos solos oxídicos e 3,6 e 17,5 Mg ha⁻¹ nos solos caulíníticos, nas frações MOP e MOAM, respectivamente. Esses valores foram obtidos a partir das UEs do tratamento SR, nas quais o $C_{\text{eucalipto}}$ é majoritariamente derivado das raízes finas.

O efeito da mineralogia do solo foi mais expressivo para explicar as variações em C_{nativo} e $C_{\text{eucalipto}}$ comparado ao manejo de resíduo da colheita (Figura 8). De maneira geral, o solo oxídico apresentou maior proporção de C_{nativo} comparado ao caulínítico, em quase todos os manejos, tanto na MOP quanto na MOAM ($p < 0,10$), exceto no manejo SR, da fração MOP, onde solo oxídico e caulínítico não diferiram quanto ao estoque de C_{nativo} . Por outro lado, o efeito da mineralogia do solo sobre a quantidade de $C_{\text{eucalipto}}$ se restringiu a fração MOP (Figura 8a). Nesse compartimento, a entrada de C derivado do eucalipto foi maior em solo caulínítico comparado ao oxídico nos manejos SR e RSC ($p < 0,10$).

Quanto ao efeito do manejo de resíduo da colheita sobre a partição do C da MOS aos 5 anos, este foi observado apenas em C_{nativo} -MOP ($p < 0,10$; Figura 8a) e $C_{\text{eucalipto}}$ -MOAM ($p < 0,10$; Figura 8b). O estoque de C_{nativo} -MOP em solo oxídico foi maior nos manejos RSC e RCC comparado ao SR. Ao passo que, para CT a menor proporção de C_{nativo} -MOP foi observada em RSC. No compartimento MOAM, os maiores estoques de $C_{\text{eucalipto}}$ aconteceram nos manejos SR e RCC vs RSC, em solo caulínítico.

Figura 8 - Média da partição do C derivado da MOS nativa (C_{nativo}) e derivado do eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$) na fração MOP (8a) e na fração MOAM (8b) aos 5 anos após o início do experimento, na camada de 0-15 cm



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). As letras no topo das barras comparam os tratamentos para $C_{\text{eucalipto}}$ (barras não hachuradas) e C_{nativo} (barras hachuradas). Coeficiente de variação da ANOVA ($C_{\text{eucalipto}}\text{-MOP} = 9,7$ e $16,5$ %; $C_{\text{nativo}}\text{-MOP} = 45,6$ e $41,1$ %; $C_{\text{eucalipto}}\text{-MOAM} = 25,9$ e $11,7$ %; $C_{\text{nativo}}\text{-MOAM} = 10,7$ e $7,0$ %; para efeito de manejo de resíduos e mineralogia do solo, respectivamente). Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxidico - OX ou Solo caulinitico - CT. **Fonte:** elaboração própria.

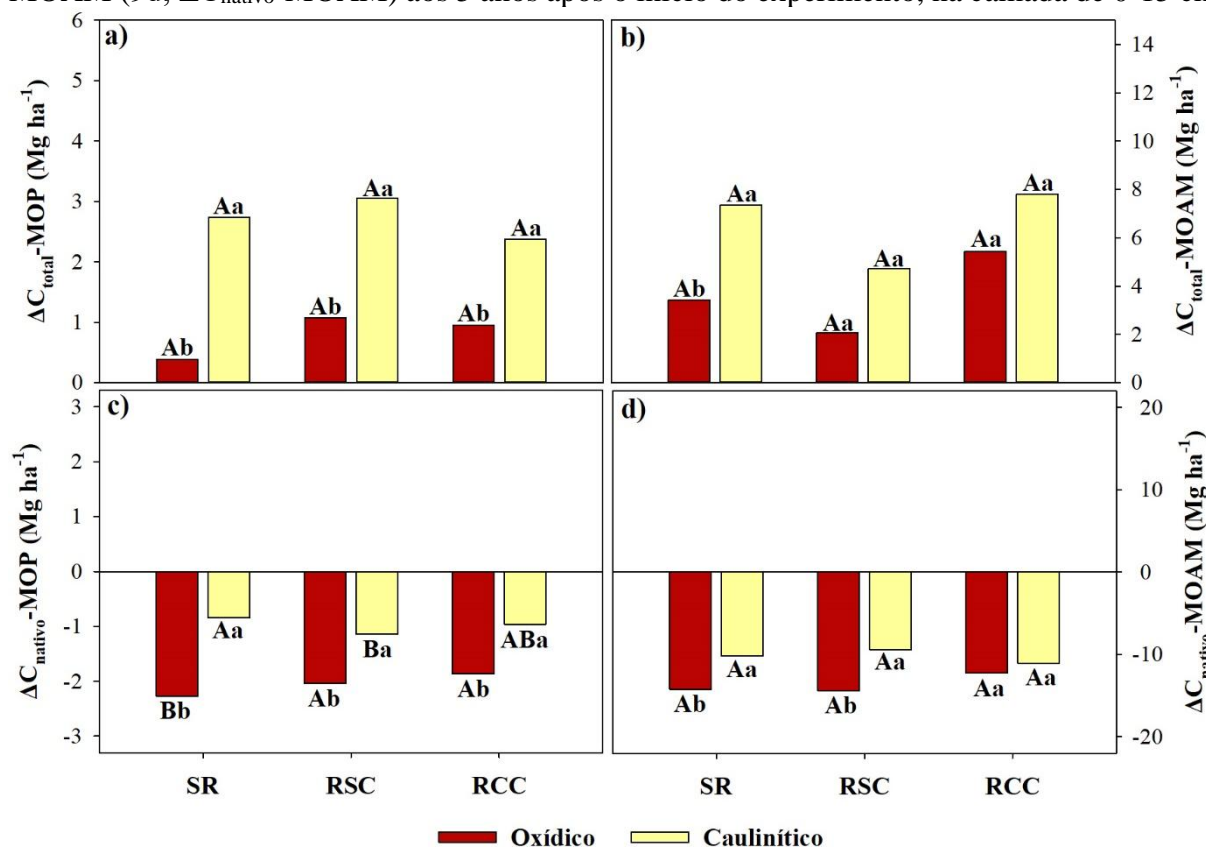
3.5 Alteração nos estoques de C da MOS aos 5 anos

Os resultados observados para ΔC_{total} e ΔC_{nativo} da MOP e MOAM, aos 5 anos, em geral, indicam que a mineralogia do solo exerceu influência sobre o incremento ou perda dos estoques de C do solo ($p < 0,10$; Figura 9). Em média, o incremento de C_{total} foi 3 e 2 vezes maior em solo caulinitico em comparação ao solo oxidico, para MOP e MOAM, respectivamente. Quanto a alteração no estoque de C preexistente, a perda de C_{nativo} foi maior em solo oxidico em

comparação ao caulínítico, tanto na MOP (i.e., OX= -2,1 Mg ha⁻¹ e CT= -1,0 Mg ha⁻¹) quanto na MOAM (i.e., OX= -13,6 Mg ha⁻¹ e CT= -10,2 Mg ha⁻¹).

O manejo de resíduo da colheita pouco influenciou a variação de ΔC_{total} e ΔC_{nativo} da MOP e MOAM, aos 5 anos do experimento (Figura 9). A remoção do RC implicou em maior perda de C_{nativo} -MOP comparado a RSC e RCC, em solo OX (i.e., SR= -2,3 Mg ha⁻¹, RSC= -2,0 Mg ha⁻¹ e RCC= -1,9 Mg ha⁻¹; $p < 0,10$). Por outro lado, no solo caulínítico, a maior perda de C_{nativo} -MOP ocorreu em RSC vs SR (i.e., SR= -0,8 Mg ha⁻¹, RSC= -1,1 Mg ha⁻¹ e RCC= -1,0 Mg ha⁻¹; $p < 0,10$). No compartimento MOAM, não houve efeito do manejo de resíduo da colheita sobre ΔC_{nativo} ($p > 0,10$), assim, como para ΔC_{total} (MOP e MOAM; $p > 0,10$).

Figura 9 - Média da mudança nos estoques totais de C-MOP (9a; ΔC_{total} -MOP) e C-MOAM (9b; ΔC_{total} -MOAM). Média da mudança na MOS nativa da MOP (9c; ΔC_{nativo} -MOP) e da MOAM (9d; ΔC_{nativo} -MOAM) aos 5 anos após o início do experimento, na camada de 0-15 cm



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). Coeficiente de variação da ANOVA (ΔC_{total} -MOP= 16,2 e 32,0 %; ΔC_{total} -MOAM= 37,3 e 41,4 %; ΔC_{nativo} -MOP= 12,5 e 11,3 %; ΔC_{nativo} -MOAM= 25,9 e 16,9 %; para efeito de manejo de resíduos e mineralogia do solo, respectivamente). Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxidico - OX ou Solo caulinitico - CT. **Fonte:** elaboração própria.

4 Discussão

4.1 Dinâmica do C derivado do eucalipto nas frações da MOS

No manejo sem aplicação de resíduo da colheita, possivelmente as variações no estoque de $C_{\text{eucalipto}}$ são reflexo da dinâmica do C das raízes finas do eucalipto (Figuras 6a, 6b, 6c e 6d). Nesse manejo, a entrada de $C_{\text{eucalipto}}$ para ambas as frações da MOS aumentou acentuadamente no primeiro ano, reduziu no meio do período (i.e., 2,5 anos) e voltou a crescer de maneira discreta e constante até os 5 anos (Figura 6). Essa dinâmica parece ser reflexo do desenvolvimento do eucalipto, principalmente, no que tange a produção das raízes, dado que 75 % do comprimento máximo das raízes finas normalmente ocorre nos primeiros dois anos de idade (Valadares et al., 2018). Posteriormente, o crescimento das raízes finas é estabilizado, com aumento líquido de apenas 5 % ao ano (Valadares et al., 2020). Estima-se que 40 a 73 % do C fixado pelas árvores por meio da fotossíntese é direcionado a massa de raízes e rizodeposições (Santantonio et al., 1977; van Veen et al., 1991; Valadares et al., 2020). Desta forma, as raízes têm grande capacidade de aportar C aos estoques de MOS e sua importância vem sendo gradativamente mais investigada na literatura (Fialho, 2016; Pegoraro et al., 2022).

Os dados aqui reportados demonstram que a perda de MOP e MOAM no manejo SR (i.e., -1,6 e -12,2 Mg ha⁻¹, respectivamente) foi superado pelo ganho de C derivado das raízes finas (i.e., 3,1 e 17,6 Mg ha⁻¹, respectivamente) e com isso proporcionou incremento de MOS aos 5 anos (Figura 6). A taxa média de formação da MOP e da MOAM em função do C derivado das raízes finas foi de 0,6 e 3,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Esses valores foram obtidos a partir das UEs sem resíduo (SR), nas quais a principal fonte de C derivado do eucalipto foi a biomassa das raízes finas. Dado que o C derivado das raízes finas do eucalipto foi armazenado em maior quantidade no compartimento MOAM, isso evidencia a importância das interações argilo-orgânicas no processo de estabilização do C radicular na MOS (Teixeira et al., 2024).

Em geral, para os demais manejos observou-se tendência semelhante para a entrada de $C_{\text{eucalipto}}$ na MOS nos dois solos estudados, com aumento acentuado no início (i.e., entre 1,1 e 1,7 anos), redução por volta de 2,5 anos e retorno do crescimento de maneira discreta e constante até os 5 anos, principalmente na MOP. Na MOAM de solo caulínico a entrada de $C_{\text{eucalipto}}$ foi mais constante ao longo do tempo (Figura 6). Essa dinâmica, assemelhou-se ao modelo conceitual de formação da MOS de duas vias, a partir da decomposição de resíduos vegetais acima do solo proposto por Cotrufo et al. (2015). Estes autores postularam que, no estágio inicial da formação da MOS ocorre um “pico” de liberação de compostos solúveis em água e depois despolimerização de celuloses e hemiceluloses (Cotrufo et al., 2015). Em estágio

posterior de decomposição, a fração ácida não hidrolisável (indicador de lignina e celulose incrustada de lignina) também é decomposta e pode contribuir para o aumento da taxa de formação da MOS (Cotrufo et al., 2015). Embora, os resultados aqui reportados não contemplem o aspecto bioquímico da “nova MOS” formada, as entradas de $C_{\text{eucalipto}}$ no solo exibiram tendência semelhante ao modelo de duas vias, com aumento acentuado no início do processo de decomposição (1,1 e 1,7 anos). Posteriormente, o aumento foi discreto e constante (2,5 a 5 anos), tanto na MOP quanto na MOAM (Figura 6). É hipotetizado que a liberação de celuloses e hemiceluloses livres e solúveis em água produza inicialmente a matéria orgânica dissolvida e posteriormente ocorra a formação de MOAM (Cotrufo & Lavalley, 2022; Cotrufo et al., 2015). A formação de MOAM poderia ocorrer a partir da adsorção direta de moléculas orgânicas nas superfícies de minerais de argila ou após assimilação microbiana (Cotrufo & Lavalley, 2022; Cotrufo et al., 2015). Por sua vez, a formação da MOP se daria por meio de transferência física de resíduos fibrosos remanescentes (Cotrufo & Lavalley, 2022; Cotrufo et al., 2015).

Na dinâmica do $C_{\text{eucalipto}}$ nas frações da MOS, em linhas gerais, foi observado uma redução pontual e consistente dos estoques de C entre 1,7 e 2,5 anos após o início do experimento para todos os tratamentos, tanto na MOP quanto na MOAM (Figuras 6 e 7). Nesse período, o plantio de eucalipto estava com aproximadamente 3 anos de idade, portanto, próximo da idade de fechamento do dossel, que coincide com o pico da demanda por N pelo eucalipto (Cardoso, 2020; Londero et al., 2015; Valadares, 2015). Nesse sentido, é possível que a demanda do eucalipto por N tenha estimulado a mineralização da MOS em busca do nutriente, mesmo com a adubação mineral de plantio e de cobertura já realizada. Esta inferência explicaria, ao menos em parte, a redução nos estoques das frações da MOS ($C_{\text{eucalipto}}$ e C_{total} na MOP e $C_{\text{eucalipto}}$ na MOAM) no período mencionado. O sistema radicular do eucalipto pode estimular mudanças na disponibilidade de nutrientes do solo (Valadares et al., 2020). Por exemplo, rizodépósitos liberados no solo podem estimular o crescimento da comunidade microbiana da rizosfera para mineralizar a MOS e liberar N (Valadares et al., 2020; Valadares et al., 2018). Esse mecanismo é conhecido como efeito *priming* rizosférico (EPR) e pode causar redução temporária do estoque de MOS (Dijkstra et al., 2017; Hurtarte, 2017). Contudo, esse processo aumenta a disponibilidade de N até valores que podem atingir 25 % da demanda da árvore de eucalipto (parte aérea + raízes + serrapilheira) para uma produtividade de $42 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Valadares et al., 2018). A redução do N total na MOP (Material suplementar 6) e dos estoques de C da MOS entre 1,7 e 2,5 anos após o início do experimento suportam a hipótese

de que o eucalipto se utiliza de rizodeposições para estimular a mineralização da MOS para aumentar a disponibilidade de N na rizosfera.

4.2 Formação e perda da MOS

Foi observado de maneira consistente que ao longo do desenvolvimento do eucalipto, a formação da MOS compensou a perda de C, tanto na MOP quanto na MOAM (Figura 7). A resultante desses processos foi de incremento líquido de MOP nas taxas de 0,2 e 0,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e de MOAM nas taxas de 0,7 e 1,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para os solos oxídico e caulínico, respectivamente. Esses resultados demonstram que plantios de eucalipto podem manter um ambiente edáfico equilibrado e sustentável durante o crescimento, com incrementos nos estoques totais de MOS. Além disso, esses resultados corroboram que florestas plantadas tem potencial de sequestrar C no solo (Kopittke et al., 2022; Wu et al., 2024). Contudo, deve-se ressaltar que, devido à localização do experimento estar sob regime climático de menor temperatura e precipitação, comparado a outras regiões do país (característicos de clima tropical), a perda de MOS pode ter sido minimizada. Nesse cenário climático, o sequestro de C na MOS, correspondeu a uma taxa líquida de CO₂ equivalente armazenado na MOP de 0,6 e 2,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e na MOAM de 2,7 e 4,9 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para os solos oxídico e caulínico, nessa ordem (i.e., taxa de recuperação).

O compartimento MOAM dos solos estudados, representou aproximadamente 95% da MOS na camada de 0-15 cm. Embora o solo oxídico tenha registrado maiores entradas de C_{eucalipto} nos compartimentos da MOS ao longo do experimento, isso não resultou em maiores estoques de C ao final de 5 anos, em comparação ao solo caulínico. Ao contrário, as perdas de MOS preexistente, especialmente na MOAM, foram mais acentuadas no solo oxídico, o que reduziu os ganhos líquidos de C nesse ambiente. Assim, apesar do maior aporte de “nova MOS” nesse solo, tal entrada não foi suficiente para garantir a persistência da MOS ou reduzir as perdas de C do solo ao final de 5 anos.

A princípio, a maior entrada de C_{eucalipto} em solos oxídicos durante o crescimento do eucalipto pode estar relacionada a uma maior reatividade da fração argila desse solo em comparação ao solo caulínico. De acordo com os valores dos índices k_i e k_r (Tabela 2), o solo oxídico é classificado como gibbsítico. Embora a reatividade não tenha sido o foco principal desta pesquisa, estudos anteriores sugerem que a gibbsita tende a ser mais reativa que a caulinita, considerando os valores médios de TP, ASE e PCZ na faixa de pH comum de solos

tropicais (i.e., TP = <0,1 μm , ASE = 13 a 48 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ e PCZ = 9,9 para OX; TP = 0,1 a 5 μm , ASE = 5 a 30 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ e PCZ = 2,7 a 3,2 para CT) (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015).

Por outro lado, um estudo prévio que avaliou associações entre óxidos de Fe e Al e o carbono orgânico (CO) em Latossolos concluiu que o grau de proteção mineral parece ser inversamente proporcional ao teor de CO do solo (Souza et al., 2017). Os autores atribuíram esse comportamento a uma possível sobrecarga de CO em minerais reativos, escassos em Latossolos, o que levaria ao acúmulo de C em multicamadas na fração MOAM (Kleber et al., 2007; Souza et al., 2017). Nesse contexto, enquanto ligações mais fortes ocorreriam na interface argilo-orgânica, o aumento do teor de C no solo promoveria a deposição de novas camadas de material orgânico, retidas por forças relativamente fracas. Com o espessamento dessas multicamadas, o grau de proteção mineral tenderia a diminuir progressivamente (Souza et al., 2017).

Dado que o solo oxídico apresentava estoques de MOS superiores ao limite de saturação de C estimado no início do experimento (Tabelas 3), além de registrar maiores entradas de $C_{\text{eucalipto}}$ ao longo do tempo, a hipótese de sobrecarga de CO nos sítios reativos desse solo com consequente redução da proteção mineral do novo C aportado é plausível. Parte desse novo C pode ter sido perdida na forma de CO_2 . Ainda assim, o teor inicial acima do limite de saturação não impediu incrementos nos estoques de MOS aos 5 anos (i.e., 0,8 e 3,6 Mg ha^{-1} na MOP e MOAM, respectivamente), mas pode ter reduzido sua magnitude. Também deve ser considerado o possível efeito de substituição da MOS preexistente pela “nova MOS” formada, evidenciado pelas perdas de 13,6 e 10,2 Mg ha^{-1} de $C_{\text{nativo-MOAM}}$ em OX e CT, respectivamente. Esses resultados sugerem que o paradigma do limite de saturação de C do solo (Six et al., 2002, 2024) pode ser aprimorado, incorporando a possibilidade de acúmulo em multicamadas mesmo em superfícies já saturadas. No caso do solo caulínítico, a perda da “nova MOS” parece ter sido menor, possivelmente em razão do teor inicial de C na MOAM estar abaixo do limite de saturação, favorecendo sua estabilização por meio de ligações mais fortes na interface argilo-orgânica.

Aliado à possível redução progressiva da proteção mineral para novos aportes de C, as elevadas perdas de MOS observadas em solo oxídico podem ser reflexo da estrutura dos solos. Latossolos oxídicos devido ao menor ajuste face a face (placas de caulinita) comparado a um solo caulínítico, presença de (oxi)hidróxidos (Fe e Al) e MO (que desorganizam as partículas do solo em escala microscópica) desenvolvem estrutura granular (Ferreira et al., 1999; Resende et al., 1997). Esse tipo de estrutura favorece maior porosidade, difusão de O_2 e movimentação

de água e solutos (Silva et al., 2011; Torbert & Wood, 1992). Essas características proporcionam ambiente favorável para atividade de microrganismos e consequentemente perda de C do solo por respiração microbiana (Silva et al., 2011; Torbert & Wood, 1992). Em contraste, solos caulíníticos desenvolvem estrutura em blocos, devido ao ajuste face a face das placas de caulinita, apresentando menor porosidade e aeração. Com base nesse aspecto, embora o solo oxídico tenha demonstrado maior capacidade de estabilizar “nova MOS” durante o crescimento do eucalipto, um ambiente potencialmente mais favorável à atividade microbiana, devido à estrutura do solo, pode ter contribuído para que parte desse C não se mantivesse armazenado no solo após 5 anos. De maneira semelhante, a perda de C preexistente também pode ter sido favorecida. Em resumo, as maiores perdas de C no solo oxídico podem ter limitado o acúmulo de C_{total} , o que explicaria por que o incremento de C foi estatisticamente igual entre os solos ou até superior no solo caulínítico (MOP e MOAM) após 5 anos de experimento.

Quanto à influência do manejo de resíduo da colheita sobre a formação e perda da MOS, os resultados não demonstram com clareza esses efeitos depois de 5 anos. É possível que a grande contribuição do C derivado das raízes para as frações da MOS tenha minimizado a resposta dos estoques de MOS à remoção ou manutenção do resíduo da colheita do local de plantio. Um indicativo disso foram os estoques de $C_{eucalipto}$ e incremento de C_{total} (MOP e MOAM) terem sido estatisticamente iguais entre os manejos (SR vs RSC e RCC), ao final dos 5 anos (Figuras 7 e 8). Estudos anteriores também observaram efeitos discretos do resíduo da colheita de eucalipto sobre a MOS em outras regiões do mundo (Epron et al., 2015; Kumaraswamy et al., 2014; Mendham, 2002; Mendham et al., 2003).

Embora o manejo do resíduo da colheita não tenha promovido diferenças estatísticas nos estoques de MOS e no ΔC_{total} (MOP e MOAM) após cinco anos, observou-se uma tendência de minimizar a perda de C preexistente em solo oxídico (MOP e MOAM) quando o resíduo da colheita, com ou sem casca, foi mantido no local de plantio (Figura 9c; Material suplementar 3 e 5). Essa tendência pode ser, ao menos em parte, reflexo de estímulo mais intenso da planta de eucalipto para mineralizar a MOS como estratégia para obtenção de nutrientes (e.g., N; Dijkstra et al., 2017; Valadares et al., 2020) quando o resíduo da colheita (fonte de nutrientes) é removido do local de plantio. Os resultados aqui reportados corroboram essa possibilidade pois observou-se maiores perdas de C preexistente quando o resíduo da colheita de eucalipto foi removido comparado à manutenção desse material no campo (Figura 9c; Material suplementar 3 e 5). Outros estudos observaram redução nos estoques de MOS com a remoção do resíduo da colheita (Oliveira et al., 2021; Rocha et al., 2018).

Outro aspecto interessante observado em relação ao manejo de resíduo da colheita ocorreu ao longo do tempo. Neste caso, os manejos RSC (MOP) e RCC (MOAM) consistentemente exibiram maiores estoques de C_{total} e $C_{eucalipto}$ comparado ao SR (Figura 6). Essa tendência também foi observada para os valores absolutos de $C_{eucalipto}$ e incremento de C_{total} aos 5 anos (Figuras 8 e 9). Estudos prévios mostraram que a bioquímica do substrato influencia a conversão do resíduo de eucalipto em CO_2 ou MOS (Almeida et al., 2018; Souza et al., 2016). Por outro lado, a maior quantidade de nutrientes presente nos resíduos pode favorecer atividade de decompositores em solos de baixa fertilidade (Waring, 2012). Adicionalmente, foi argumentado que a manutenção da casca (plantio de eucalipto com até 3 anos de idade) pode ter acelerado o processo de sucessão da comunidade microbiana do solo (Knelman et al., 2014), devido ao aumento da quantidade de nutrientes que permaneceram no local de plantio (Ferreira et al., 2016). Nesse sentido, pode-se inferir que mesmo apesar de a casca de eucalipto ser mais recalcitrante bioquimicamente (e.g., material mais lignificado; Lima et al., 2013; Oliveira et al., 2021), a alta concentração de nutrientes associado a um possível efeito de cobertura morta (redução da evaporação da água), tenha criado ambiente propício para microrganismos decompositores (Ferreira et al., 2016; Souza et al., 2016; Waring, 2012). Conseqüentemente, a casca pode ter contribuído para decomposição mais rápida dos resíduos no manejo RCC nos dois solos estudados (Figura 5). Além disso, a maior qualidade nutricional do resíduo com casca pode ter proporcionado maior eficiência de uso do substrato pelos microrganismos (Cotrufo et al., 2013; Ferreira et al., 2016; Oliveira et al., 2021). Os produtos microbianos da utilização mais eficiente dos constituintes das plantas são importantes precursores da MOS estável (i.e., MOAM; Chang et al., 2023; Cotrufo et al., 2013). Isto pode explicar, ao menos em parte, a formação de MOAM em maior proporção no manejo RCC observado nos resultados.

5 Conclusões

Solos oxídicos e caulíníticos em regiões tropicais cultivados com eucalipto são suscetíveis a grandes perdas de MOS, especialmente os de mineralogia oxídica, podendo alcançar $15,7 \text{ Mg ha}^{-1}$. No entanto, esses solos também respondem positivamente ao aporte de C, mediado por entradas via resíduos da colheita e raízes finas do eucalipto, com formação e incremento dos estoques das frações da MOS, independentemente de estarem ou não acima do suposto limite de saturação de C do solo, em todos os manejos de resíduos estudados.

A magnitude do incremento do estoque de MOS está associada ao teor inicial de C do solo. Para solos com teor acima do limite de saturação, a perda de MOS parece ter um impacto mais significativo no estoque final do que a formação de nova MOS. Em contrapartida, para solos com teor abaixo desse limite, a formação de nova MOS torna-se mais relevante. Dados os achados desta pesquisa, o conceito de limite de saturação de C do solo pode ser refinado para considerar a possibilidade de acúmulo em multicamadas de C sobre superfícies com associações argilo-orgânicas já estabilizadas.

Os povoamentos de eucalipto demonstraram potencial para incrementar os estoques das frações de MOS, com formação de nova matéria orgânica superando as perdas de C no solo ao longo de cinco anos. No entanto, a manutenção dessa dinâmica ao longo de rotações sucessivas ainda é incerta. Embora os diferentes manejos de resíduos apresentem variações pouco expressivas nos estoques de MOS, a remoção desses materiais pode intensificar perdas de C previamente estabilizado, enquanto sua permanência no campo, especialmente da casca, tende a favorecer a formação de MOAM ao longo do tempo. Esses resultados destacam a importância de estudos de longo prazo que avaliem a sustentabilidade do acúmulo de C sob diferentes estratégias de manejo e ciclos de cultivo florestal.

6 Referências

- ACHAT, D. L. *et al.* Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 348, p. 124–141, jul. 2015a.
- ACHAT, D. L. *et al.* Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 15991, 4 nov. 2015b.
- BOSCO, João *et al.* Soil attributes under agroecosystems and forest vegetation in the coastal tablelands of northeastern Brazil. v. 36, n. 6, p. 649–664, 2012.
- BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos. In: LEPSCH, Igo Fernando (Org.). **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. p. 686.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.
- CARDOSO, Maria da Costa. **Balço nutricional e matéria orgânica do solo em plantios de eucalipto com diferentes fertilizações em solo arenoso de Cerrado**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2020.
- CHANG, Yi *et al.* A stoichiometric approach to estimate sources of mineral-associated soil organic matter. **Global Change Biology**, v. 30, n. 1, p. 1–14, 9 jan. 2023.
- CONCEIÇÃO, Paulo Cesar; DIECKOW, Jeferson; BAYER, Cimélio. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 40–47, maio 2013.
- COTRUFO, Francesca M.; LAVALLEE, Jocelyn M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. In: SPARKS, Donald (Org.). **Advances in Agronomy**. Newark: [S.n.]. v. 172 p. 1–66.
- COTRUFO, M. Francesca *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, abr. 2013.
- COTRUFO, M. Francesca *et al.* Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, n. 10, p. 776–779, 7 out. 2015.
- DENG, Lei *et al.* Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. **Global Ecology and Conservation**, v. 5, p. 127–138, jan. 2016.
- DIJKSTRA, Feike A. *et al.* Enhanced decomposition and nitrogen mineralization sustain rapid growth of *Eucalyptus regnans* after wildfire. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 1, p. 229–236, 6 jan. 2017.

EPRON, Daniel *et al.* Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 85, p. 183–189, 1 jun. 2015.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 370, p. 1–11, 15 jun. 2016.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Retaining eucalyptus harvest residues promotes different pathways for particulate and mineral-associated organic matter. **Ecosphere**, v. 12, n. 3, 1 mar. 2021.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Mineralogia da fração argila e estrutura de Latossolos da região sudeste do Brasil. v. 23, p. 507–514, 1999.

FIALHO, Ricardo Cardoso. **Gases de efeito estufa, dinâmica de raízes finas e de carbono em solos de florestas plantadas de eucalipto**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 10 jun. 2016.

FIALHO, Ricardo Cardoso *et al.* Short-term carbon emissions: Effect of various tree harvesting, transport, and tillage methods under a eucalyptus plantation. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 11, p. 3995–4004, 19 nov. 2018.

GATTO, Alcides *et al.* Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1069–1079, ago. 2010.

HURTARTE, Luis Carlos Colacho. **Plant nitrogen status driving soil organic matter mineralization in the rhizosphere**. [S.l.: S.n.].

IBA. **Relatório Anual 2023**. [S.l.: S.n.].

KLEBER, M.; SOLLINS, P.; SUTTON, R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. **Biogeochemistry**, v. 85, n. 1, p. 9–24, 4 jul. 2007.

KLEBER, Markus *et al.* Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. **Advances in Agronomy**, v. 130, p. 1–140, 2015.

KNELMAN, Joseph E. *et al.* Nutrient Addition Dramatically Accelerates Microbial Community Succession. **PLOS ONE**, v. 9, n. 7, 22 jul. 2014.

KOPITTKE, Peter M. *et al.* Ensuring planetary survival: the centrality of organic carbon in balancing the multifunctional nature of soils. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 52, n. 23, p. 4308–4324, 2 dez. 2022.

KUMARASWAMY, S. *et al.* Harvest residue effects on soil organic matter, nutrients and microbial biomass in eucalypt plantations in Kerala, India. **Forest Ecology and Management**, v. 328, p. 140–149, 15 set. 2014.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, out. 2000.

LIMA, Marisa A. *et al.* Effects of pretreatment on morphology, chemical composition and enzymatic digestibility of eucalyptus bark: a potentially valuable source of fermentable sugars for biofuel production – part 1. **Biotechnology for Biofuels**, v. 6, n. 1, 9 dez. 2013.

LONDERO, Eduardo Kneipp *et al.* Calibração do modelo 3-PG para *Eucalyptus saligna* Smith na região de Guaíba - RS. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 293–305, 16 jun. 2015.

MENDHAM, D. Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 12, p. 1903–1912, dez. 2002.

MENDHAM, D. S. *et al.* Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. **Forest Ecology and Management**, v. 181, n. 3, p. 357–372, ago. 2003.

OLIVEIRA, Fernanda *et al.* Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. **Soil and Tillage Research**, v. 205, 1 jan. 2021.

OLIVEIRA, Janaína de Moura *et al.* Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 105–116, 1 jan. 2018.

OLSON, Jerry S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems Author (s): Jerry S. Olson Published by: Ecological Society of America Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1932179> Your use of the JSTOR archive indicates your acceptance. **America**, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. Soil Microbiology and Biochemistry in Perspective. *In: Soil Microbiology and Biochemistry*. [S.l.]: Elsevier, 1989. p. 1–10.

PEGORARO, Rodinei F. *et al.* Carbon Accumulation and Partitioning Above and Belowground under Coppiced and Replanted Eucalypt Plantations. **Forest Science**, v. 68, n. 2, p. 162–171, 18 abr. 2022.

RESENDE, M. *et al.* **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 2. ed. Viçosa: NEPUT, 1997.

ROCHA, J. H. T. *et al.* Decomposition rates of forest residues and soil fertility after clear-cutting of *Eucalyptus grandis* stands in response to site management and fertilizer application. **Soil Use and Management**, v. 32, n. 3, p. 289–302, 2016.

ROCHA, José Henrique Tertulino *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 188–195, dez. 2018.

SANTANTONIO, D.; HERMANN, R. K.; OVERTON, W. S. Root biomass studies in forest ecosystems. **Pedobiologia**, v. 17, n. 1, p. 1–31, jan. 1977.

SANTOS, Humberto Gonçalves *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2013.

SILVA, E. **Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia**. [S.l.: S.n.].

SILVA, Sérgio Ricardo *et al.* Effect of compaction on microbial activity and carbon and nitrogen transformations in two oxisols with different mineralogy. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1141–1149, ago. 2011.

SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, n. 2, p. 155–176, 2002.

SIX, Johan *et al.* The six rights of how and when to test for soil C saturation. **Soil**, v. 10, n. 1, p. 275–279, 15 abr. 2024.

SOUZA, Ivan Francisco de *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 374, p. 186–194, 15 ago. 2016.

SOUZA, Ivan F. *et al.* Al-/Fe-(hydr)oxides–organic carbon associations in Oxisols — From ecosystems to submicron scales. **CATENA**, v. 154, p. 63–72, jul. 2017.

SOUZA, Ivan F. *et al.* Potential contribution of eucalypt harvest residues to soil organic carbon in Brazil. **New Forests**, p. 1–22, 2020.

STEWART, Catherine E. *et al.* Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 2, p. 357–366, 1 fev. 2009.

TEIXEIRA, Pedro P. C. *et al.* Decoding the rhizodeposit-derived carbon's journey into soil organic matter. **Geoderma**, v. 443, mar. 2024.

TORBERT, H. A.; WOOD, C. W. Effects of soil compaction and water-filled pore space on soil microbial activity and N losses. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 23, n. 11–12, p. 1321–1331, 11 jul. 1992.

VALADARES, Rafael *et al.* Rhizosphere microbiological processes and eucalypt nutrition: Synthesis and conceptualization. **Science of The Total Environment**, v. 746, p. 141305, dez. 2020.

VALADARES, Rafael Vasconcelos *et al.* Modeling rhizosphere carbon and nitrogen cycling in Eucalyptus plantation soil. **Biogeosciences**, v. 15, n. 16, p. 4943–4954, 22 ago. 2018.

VALADARES, Samuel Vasconcelos. **Modelagem da aquisição de fósforo e da eficiência nutricional de eucalipto**. Tese de Doutorado—[S.l.]: Universidade Federal de Viçosa, 2015.

VAN VEEN, J. A. *et al.* Carbon Fluxes in Plant-Soil Systems at Elevated Atmospheric CO₂ Levels. **Ecological Applications**, v. 1, n. 2, p. 175–181, maio 1991.

VOGEL, Cordula *et al.* Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 2947, 7 jan. 2014.

WARING, Bonnie G. A Meta-analysis of Climatic and Chemical Controls on Leaf Litter Decay Rates in Tropical Forests. **Ecosystems**, v. 15, n. 6, p. 999–1009, 20 set. 2012.

WU, Tianyi *et al.* Organic carbon loading of soils determines the fate of added fresh plant-derived organic matter. **Geoderma**, v. 443, p. 116816, mar. 2024.

7 Material suplementar

Material suplementar 1 - Estoque total de C na MOP e na MOAM nas camadas 0-1 cm, 1-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm aos 5 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulinítico – CT)

Camada 0-1 cm					
C _{total} -MOP (Mg ha ⁻¹)			C _{total} -MOAM (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	1,02 Aa	1,11 Ba	SR	4,71 Aa	3,83 Ab
RSC	1,20 Ab	1,95 Aa	RSC	4,83 Aa	3,01 Bb
RCC	0,96 Aa	1,33 Ba	RCC	4,82 Aa	3,25 Bb
Camada 1-5 cm					
C _{total} -MOP (Mg ha ⁻¹)			C _{total} -MOAM (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,79 Ab	1,47 Ba	SR	17,27 Aba	8,85 Ab
RSC	0,89 Aa	1,07 Ba	RSC	16,35 Ba	8,47 Ab
RCC	0,91 Aa	1,12 Aa	RCC	17,52 Aa	8,93 Ab
Camada 5-10 cm					
C _{total} -MOP (Mg ha ⁻¹)			C _{total} -MOAM (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,64 Ca	0,72 Aa	SR	20,77 Aa	9,40 Bb
RSC	0,83 Ba	0,75 Aa	RSC	20,47 Aa	8,63 Bb
RCC	1,12 Aa	0,60 Ab	RCC	21,02 Aa	11,04 Ab
Camada 10-15 cm					
C _{total} -MOP (Mg ha ⁻¹)			C _{total} -MOAM (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,66 Ba	0,59 Aa	SR	18,60 Ba	8,98 Ab
RSC	0,90 Aa	0,42 Ab	RSC	18,36 Ba	8,32 Bb
RCC	0,69 Ba	0,47 Ab	RCC	20,02 Aa	8,30 Ba

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 2 - Estoque de C derivado eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$) na MOP e na MOAM nas camadas 0-1 cm, 1-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm aos 5 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulinítico – CT).

Camada 0-1 cm					
Ceucalipto-MOP (Mg ha^{-1})			Ceucalipto-MOAM (Mg ha^{-1})		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	1,02 Aa	1,11 Ba	SR	3,24 ABa	3,03 Aa
RSC	1,12 Ab	1,95 Aa	RSC	3,67 Aa	2,97 Aa
RCC	0,93 Aa	1,33 Ba	RCC	2,62 Ba	2,96 Aa
Camada 1-5 cm					
Ceucalipto-MOP (Mg ha^{-1})			Ceucalipto-MOAM (Mg ha^{-1})		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,69 Ab	1,47 Aa	SR	5,59 Ba	5,63 Aa
RSC	0,72 Ab	1,07 Ba	RSC	8,03 Aa	4,68 Ab
RCC	0,71 Ab	1,12 Ba	RCC	5,38 Ba	5,91 Aa
Camada 5-10 cm					
Ceucalipto-MOP (Mg ha^{-1})			Ceucalipto-MOAM (Mg ha^{-1})		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,46 Ba	0,43 Ba	SR	5,30 Aa	4,85 Ba
RSC	0,53 ABb	0,75 Aa	RSC	2,68 Ba	3,18 Ca
RCC	0,68 Aa	0,42 Ba	RCC	5,3 Ab	6,15 Aa
Camada 10-15 cm					
Ceucalipto-MOP (Mg ha^{-1})			Ceucalipto-MOAM (Mg ha^{-1})		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,49 Ba	0,59 Aa	SR	3,52 Ba	4,04 Aa
RSC	0,68 Aa	0,42 Ab	RSC	2,05 Cb	3,33 Aa
RCC	0,49 Ba	0,47 Aa	RCC	4,40 Aa	3,84 Aa

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 3 - Estoque de C preexistente (C_{nativo}) na MOP e na MOAM nas camadas 0-1 cm, 1-5 cm, 5-10 cm e 10-15 cm aos 5 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulínico – CT)

Camada 0-1 cm					
C_{nativo}-MOP (Mg ha⁻¹)			C_{nativo}-MOAM (Mg ha⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,00 Ba	0,00 Aa	SR	1,48 Ba	0,80 Ab
RSC	0,00 Ba	0,00 Aa	RSC	1,16 Ba	0,04 Bb
RCC	0,02 Aa	0,00 Ab	RCC	2,20 Aa	0,28 Bb
Camada 1-5 cm					
C_{nativo}-MOP (Mg ha⁻¹)			C_{nativo}-MOAM (Mg ha⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,10 Ba	0,00 Ab	SR	11,68 Aa	3,22 Ab
RSC	0,17 Aa	0,00 Ab	RSC	8,32 Ba	3,79 Ab
RCC	0,20 Aa	0,00 Ab	RCC	12,14 Aa	3,03 Ab
Camada 5-10 cm					
C_{nativo}-MOP (Mg ha⁻¹)			C_{nativo}-MOAM (Mg ha⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,19 Ba	0,30 Aa	SR	15,48 Ba	4,55 Ab
RSC	0,30 ABa	0,00 Bb	RSC	17,79 Aa	5,45 Ab
RCC	0,45 Aa	0,18 ABb	RCC	15,73 Ba	4,89 Ab
Camada 10-15 cm					
C_{nativo}-MOP (Mg ha⁻¹)			C_{nativo}-MOAM (Mg ha⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,17 Aa	0,00 Ab	SR	15,09 Ba	4,94 Ab
RSC	0,22 Aa	0,00 Ab	RSC	16,31 Aa	5,00 Ab
RCC	0,20 Aa	0,00 Ab	RCC	15,62 Aba	4,46 Ab

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 4 - Mudança nos estoques totais de C-MOP ($\Delta C_{\text{total-MOP}}$) e C-MOAM ($\Delta C_{\text{total-MOAM}}$) aos 5 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulínítico – CT)

Camada 0-1 cm					
$\Delta C_{\text{total-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{total-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,84 Aa	1,03 Ba	SR	0,85 Ab	2,25 Aa
RSC	1,01 Ab	1,88 Aa	RSC	0,96 Ab	1,43 Ba
RCC	0,78 Ab	1,26 Ba	RCC	0,95 Ab	1,67 Ba
Camada 1-5 cm					
$\Delta C_{\text{total-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{total-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	0,07 Ab	1,16 Aa	SR	1,81 Aa	2,52 Aa
RSC	0,16 Ab	0,76 Ba	RSC	0,90 Bb	2,14 Aa
RCC	0,18 Ab	0,81 Ba	RCC	2,07 Aa	2,61 Aa
Camada 5-10 cm					
$\Delta C_{\text{total-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{total-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,27 Cb	0,34 Aa	SR	1,46 Aa	1,49 Ba
RSC	-0,08 Bb	0,37 Aa	RSC	1,15 Aa	0,72 Ba
RCC	0,21 Aa	0,22 Aa	RCC	1,71 Ab	3,13 Aa
Camada 10-15 cm					
$\Delta C_{\text{total-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{total-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,25 Bb	0,20 Aa	SR	-0,71 Bb	1,07 Aa
RSC	-0,01 Aa	0,04 Aa	RSC	-0,95 Bb	0,42 Ba
RCC	-0,21 Bb	0,09 Aa	RCC	0,70 Aa	0,39 Ba

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 5 - Mudança na MOP e MOAM preexistente ($\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$ e $\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$) aos 5 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulinítico – CT)

Camada 0-1 cm					
$\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,18 Bb	-0,08 Aa	SR	-2,39 Bb	-0,78 Aa
RSC	-0,18 Bb	-0,08 Aa	RSC	-2,70 Bb	-1,54 Ba
RCC	-0,16 Ab	-0,08 Aa	RCC	-1,67 Aa	-1,30 Ba
Camada 1-5 cm					
$\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,63 Bb	-0,31 Aa	SR	-3,77 Aa	-3,11 Aa
RSC	-0,56 Ab	-0,31 Aa	RSC	-7,13 Bb	-2,54 Aa
RCC	-0,53 Ab	-0,31 Aa	RCC	-3,31 Aa	-3,30 Aa
Camada 5-10 cm					
$\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,72 Bb	-0,09 Aa	SR	-3,84 Ba	-3,36 Aa
RSC	-0,61 ABb	-0,38 Ba	RSC	-1,52 Aa	-2,46 Aa
RCC	-0,46 Ab	-0,20 ABa	RCC	-3,59 Ba	-3,02 Aa
Camada 10-15 cm					
$\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$ (Mg ha ⁻¹)			$\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$ (Mg ha ⁻¹)		
Tratamentos	OX	CT	Tratamentos	OX	CT
SR	-0,74 Ab	-0,38 Aa	SR	-4,23 Bb	-2,96 Aa
RSC	-0,69 Ab	-0,38 Aa	RSC	-3,01 Aa	-2,91 Aa
RCC	-0,71 Ab	-0,38 Aa	RCC	-3,70 ABa	-3,45 Aa

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 6 - Estoque de N nas frações MOP e MOAM aos 0,0, 1,1, 1,7, 2,5 e 5,0 anos após o início do experimento. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulinítico – CT)

N_{total}-MOP (kg ha⁻¹)						
Tempo (anos)	SR		RSC		RCC	
	OX	CT	OX	CT	OX	CT
0,0	0,07	0,00	0,07	0,00	0,07	0,00
1,1	0,20	0,09	0,30	0,14	0,41	0,10
1,7	0,25	0,12	0,28	0,15	0,27	0,13
2,5	0,19	0,09	0,20	0,13	0,22	0,09
5,0	0,13	0,15	0,16	0,15	0,13	0,11

N_{total}-MOAM (kg ha⁻¹)						
Tempo (anos)	SR		RSC		RCC	
	OX	CT	OX	CT	OX	CT
0,0	4,04	1,73	4,04	1,73	4,04	1,73
1,1	4,01	1,71	3,83	1,61	4,02	1,61
1,7	4,20	1,81	4,14	1,76	4,15	1,63
2,5	4,70	1,74	4,64	1,89	4,09	1,83
5,0	4,21	2,06	4,06	1,96	4,23	2,07

Fonte: elaboração própria.

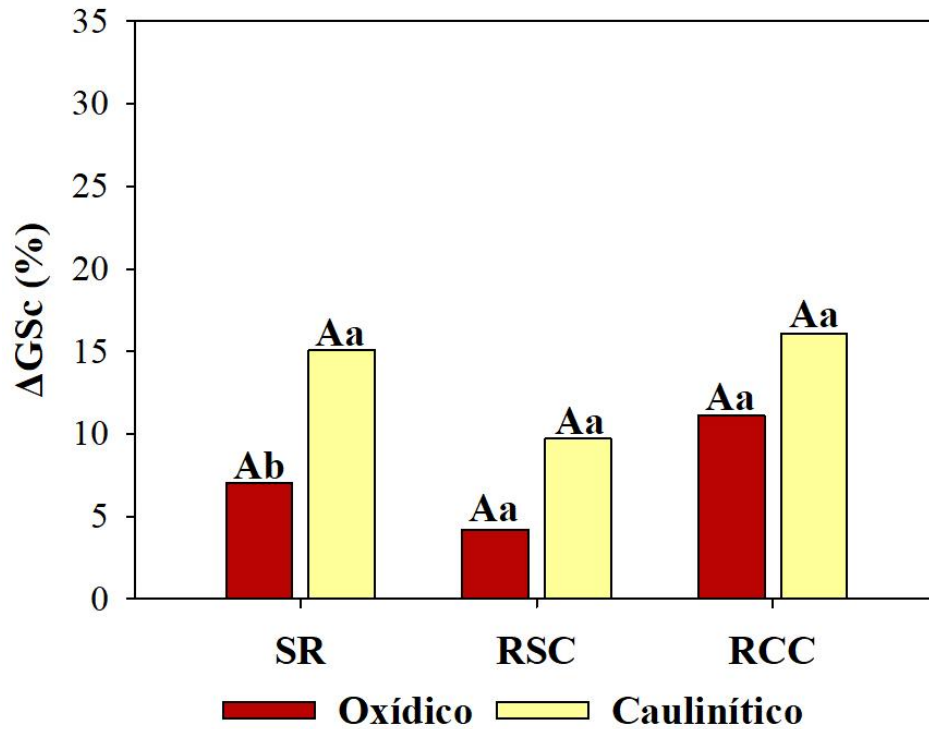
Material suplementar 7 - Eficiência de formação da MOP e da MOAM com C derivado do eucalipto (resíduo ou resíduo+raiz) e C não retido na MOS aos 5 anos após o início do experimento. O carbono não retido representa a porcentagem de C derivado do eucalipto que não foi estabilizada nas frações da MOS, portanto, foi perdido (e.g., CO₂ para a atmosfera e lixiviação). Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Mineralogia do solo (Oxídico – OX ou Caulinítico – CT)

Manejo de resíduo	Mineralogia do solo	Eficiência de formação (%)		C não retido na MOS (%)
		C_{resíduo} - MOP	C_{resíduo} - MOAM	
RSC	OX	2,53	0,00	97,47
	CT	3,37	0,00	96,63
RCC	OX	0,55	0,20	99,26
	CT	0,00	4,98	95,02

Manejo de resíduo	Mineralogia do solo	Eficiência de formação (%)		C não retido na MOS (%)
		C_{resíduo+raiz} - MOP	C_{resíduo+raiz} - MOAM	
RSC	OX	14,97	45,89	39,14
	CT	19,61	40,08	40,31
RCC	OX	9,21	38,91	51,87
	CT	11,17	42,98	45,84

Fonte: elaboração própria.

Material suplementar 8 - Média da mudança no grau de saturação de C-MOAM (ΔGSc) aos 5 anos após o início do experimento



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita em cada mineralogia do solo. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). Níveis do manejo de resíduo das colheita florestal (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC). Níveis da mineralogia do solo (Oxídico - OX ou Caulínítico - CT). **Fonte:** elaboração própria.

CAPÍTULO 2

Altitude e resíduos da colheita de eucalipto impactam a matéria orgânica de solos oxídico e caulínítico

Resumo

A matéria orgânica do solo (MOS) é o maior reservatório terrestre de C, sendo controlada por fatores como altitude, mineralogia do solo e manejo dos resíduos da colheita de eucalipto. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da altitude e do manejo desses resíduos sobre as frações da MOS (i.e., entradas e saídas de C) em solos com mineralogia oxídica e caulínítica na região do Vale do Rio Doce, em Minas Gerais, Brasil. O experimento foi instalado em dois sítios a 290 m e 940 m de altitude, utilizando povoamentos clonais de *Eucalyptus grandis* em início do terceiro ciclo florestal. Empregou-se um esquema de parcelas subdivididas, distribuídas em blocos casualizados, com microparcels preenchidas por solo oxídico ou caulínítico, nas quais foram aplicados resíduos da colheita (com ou sem casca) ou mantido solo sem resíduos (controle). As unidades experimentais permitiram o crescimento de raízes finas de eucalipto e foram recuperadas após 30 (940 m) a 33 (290 m) meses. O solo foi fracionado em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM), sendo determinados os teores de C, N e $\delta^{13}\text{C}$ para quantificação das entradas e saídas de C. Os resultados indicaram que a altitude exerceu forte controle sobre a dinâmica do C no solo. A maior altitude, associada a menor temperatura e precipitação, minimizaram a perda de C preexistente, especialmente na MOAM do solo oxídico, resultando em incremento de 7,3 Mg ha⁻¹ de C. Em contrapartida, na menor altitude, foram observadas intensas perdas de C, com reduções de até 22 Mg ha⁻¹ na MOAM. As entradas de C derivado do eucalipto foram semelhantes entre altitudes (~13 Mg ha⁻¹), sugerindo que a diferença nos estoques foi mais influenciada pelas perdas de C do que pela incorporação de novo material. A mineralogia também modulou os estoques de C. Na altitude mais elevada, o solo oxídico apresentou maior retenção de C e menores perdas em comparação ao solo caulínítico. Contudo, a entrada de C derivado de raízes finas de eucalipto contribuiu para a suscetibilidade à perda de MOS nos solos caulíníticos. De maneira geral, os resíduos da colheita e raízes finas foram importantes fontes de C para a formação de MOP (2,5 Mg ha⁻¹) e de MOAM (10,3 Mg ha⁻¹). Não foi possível determinar com exatidão o papel da casca no armazenamento de C. Conclui-se que variações nos estoques de MOS são principalmente atribuídas às diferenças de altitude e condições climáticas associadas, enquanto a mineralogia do solo influencia os estoques de C em áreas com manejo e altitude semelhantes. A entrada de C via resíduos da colheita e raízes finas destaca-se como um mecanismo relevante para a formação de novas frações da MOS em sistemas de cultivo de eucalipto.

Palavras-chaves: matéria orgânica particulada-MOP; matéria orgânica associada aos minerais-MOAM; região baixa e região alta; mineralogia do solo; resíduos da colheita de eucalipto.

1 Introdução

O Brasil tem grande projeção internacional no setor florestal, com 9,9 Mha plantados em 2022, dos quais 7,6 Mha são cultivados com espécies do gênero *Eucalyptus* (IBA, 2023). Entre os estados brasileiros, Minas Gerais lidera a silvicultura de eucalipto (2,2 Mha) e o Vale do Rio Doce é uma das principais regiões do estado nessa atividade (IBA, 2023). A fisiografia do Vale do Rio Doce é constituída de relevos que variam em altitude (i.e., 290-1200 m) e os plantios de eucalipto estão distribuídos por toda região (Gatto et al., 2010). A diferença de altitude está associada a variações climáticas, principalmente temperatura e precipitação, as quais podem influenciar a atividade metabólica microbiana (Austin & Vitousek, 2000; Cotrufo et al., 2021; Cotrufo & Lavalley, 2022). Conjuntamente, esses fatores são importantes controladores da taxa de decomposição de resíduos vegetais e mineralização da MOS (Cotrufo & Lavalley, 2022; Souza et al., 2016). Estudos anteriores no Vale do Rio Doce observaram maiores produtividades de eucalipto e estoques MOS nas maiores altitudes (i.e., 700-800 m) em relação às regiões de menor altitude (i.e., 200-300 m) (Lima et al., 2006, 2008). A maior produtividade do eucalipto pode resultar em maior produção de biomassa aérea e radicular (Barros et al., 2021; Pegoraro et al., 2022), com potencial de gerar grandes quantidades de resíduo da colheita (folha, galho e casca) (Gatto et al., 2010). Quando mantidos no campo, os resíduos da colheita de eucalipto podem contribuir para a manutenção e/ou incremento da MOS (Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2021). Embora a literatura reporte que o aumento da temperatura e da precipitação acelerem a decomposição de resíduos de eucalipto (Souza et al., 2016; Souza et al., 2020), alguns estudos indicam que a relação desses fatores com a decomposição de resíduos vegetais seja mais evidente em regiões de maior altitude (Waring, 2012).

O balanço de C no solo pode ser influenciado também pelo sistema de colheita do eucalipto, o qual pode levar a diferenças na quantidade e composição do material orgânico aportado ao solo (Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2018). No sistema de colheita de “árvores inteiras”, apenas as raízes e serrapilheira da rotação anterior são mantidos no campo. Apesar de as raízes contribuírem com grandes entradas de C no solo (e.g., 2,71 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C em plantações de eucalipto; Pegoraro et al., 2022), estes materiais podem estimular a mineralização da MOS e levar à redução dos estoques de C do solo (Cheng et al., 2014; Kuzyakov, 2010). Nos sistemas de colheita em que apenas o tronco ou o lenho da árvore são removidos da área de cultivo, o diferencial está na ausência ou presença da casca, juntamente com a serrapilheira, folhas, galhos e raízes da rotação anterior (Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2018). Embora

a casca do eucalipto seja considerada bioquimicamente recalcitrante, devido à presença de lignina, tanino e terpeno (Lima et al., 2013; Silva, 2008), por outro lado, apresenta elevado teor de nutrientes, como por exemplo cálcio (Oliveira et al., 2021; Souza et al., 2016). Essas características afetam a taxa de decomposição dos resíduos e podem retardar ou acelerar esse processo e, conseqüentemente, pode influenciar o armazenamento de C no solo (Silva, 2008; Souza et al., 2016). Até o presente momento, têm sido reportados resultados contraditórios a respeito do efeito da casca de eucalipto sobre a taxa de decomposição dos resíduos florestais e sua contribuição para os estoques de C do solo (Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2021; Souza et al., 2020). Em função destas incertezas, tem crescido o interesse pela utilização da casca de eucalipto para a produção de energia (Oliveira et al., 2018), mas os efeitos de longo prazo de tais práticas permanecem incertos. Portanto, devido à composição química da casca, o impacto da sua remoção ou manutenção sobre a dinâmica MOS ainda precisa ser avaliado.

Além do impacto do clima, bem como da quantidade e composição do material vegetal aportado ao solo, os maiores estoques de MOS encontrados em plantios florestais nas regiões de maior altitude no Vale do Rio Doce podem ser reflexo dos componentes da matriz mineral do solo desses locais. Nestas regiões de maior altitude são encontrados solos oxídicos e nas regiões de menor altitude adjacentes predominam solos cauliníticos (Lima et al., 2006, 2008). A composição e arranjo estrutural dos minerais de argila, influencia o tipo, a abundância e as características das cargas superficiais que são expressas, bem como, o tamanho de partícula (TP) e área superficial específica (ASE) (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Essas propriedades estão relacionadas à capacidade do solo de interagir com moléculas orgânicas por meio de diferentes forças de ligação, de modo a estabelecer associações argilo-orgânicas mais ou menos estáveis (Kleber et al., 2015). Nesse sentido, os componentes da matriz mineral do solo podem funcionar como reguladores da proteção do C adicionado ao solo por meio de material vegetal fresco e, ou como regulador da saída do C protegido nos compartimentos preexistentes da MOS (Cotrufo & Lavelle, 2022; Kögel-Knabner et al., 2008) a uma dada condição ambiental.

Diante do exposto, hipotetiza-se que a altitude, a mineralogia do solo e o manejo dos resíduos da colheita modulem conjuntamente os estoques de MOS em plantios de eucalipto no Vale do Rio Doce. Supõe-se que maiores altitudes e solos de mineralogia oxídica favoreçam o acúmulo de C, enquanto a manutenção de resíduos, especialmente com casca, e o crescimento das raízes finas, promova a formação de frações mais estáveis de MOS e reduza a perda de C preexistente. Assim, objetivo do trabalho foi avaliar a influência da altitude e do manejo de

resíduos da colheita de eucalipto sobre as frações da MOS (entradas e saídas de C) em solos de mineralogia oxídica e caulínica na região do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Para atingir esse objetivo foram avaliadas a decomposição de resíduos da colheita de eucalipto, com ou sem casca, aplicados em solos oxídicos e caulínicos, em condições de campo (a 290 m e 940 m de altitude), assim como as entradas de C derivado do eucalipto e as saídas de C preexistente no solo.

2 Material e métodos

2.1 Localização e caracterização das áreas experimentais

O estudo foi conduzido em áreas situadas a diferentes altitudes, distantes 98 km entre si, nos municípios de Caratinga e Peçanha, ambos localizados na região do Vale do Rio Doce, no estado de Minas Gerais, Brasil (Tabela 1; Figura 1). Segundo a classificação de Köppen, Caratinga apresenta clima do tipo Aw (Tropical; com verão chuvoso e inverno seco de maio a setembro) e Peçanha clima do tipo Cwa (Tropical de altitude; com verão quente e inverno seco). Em cada local foi instalado um experimento alocado em povoamento comercial de eucalipto, com igual esquema e delineamento experimental. A região de maior altitude (Peçanha), também apresenta as maiores produtividades do eucalipto comparado a região mais baixa (Tabela 1).

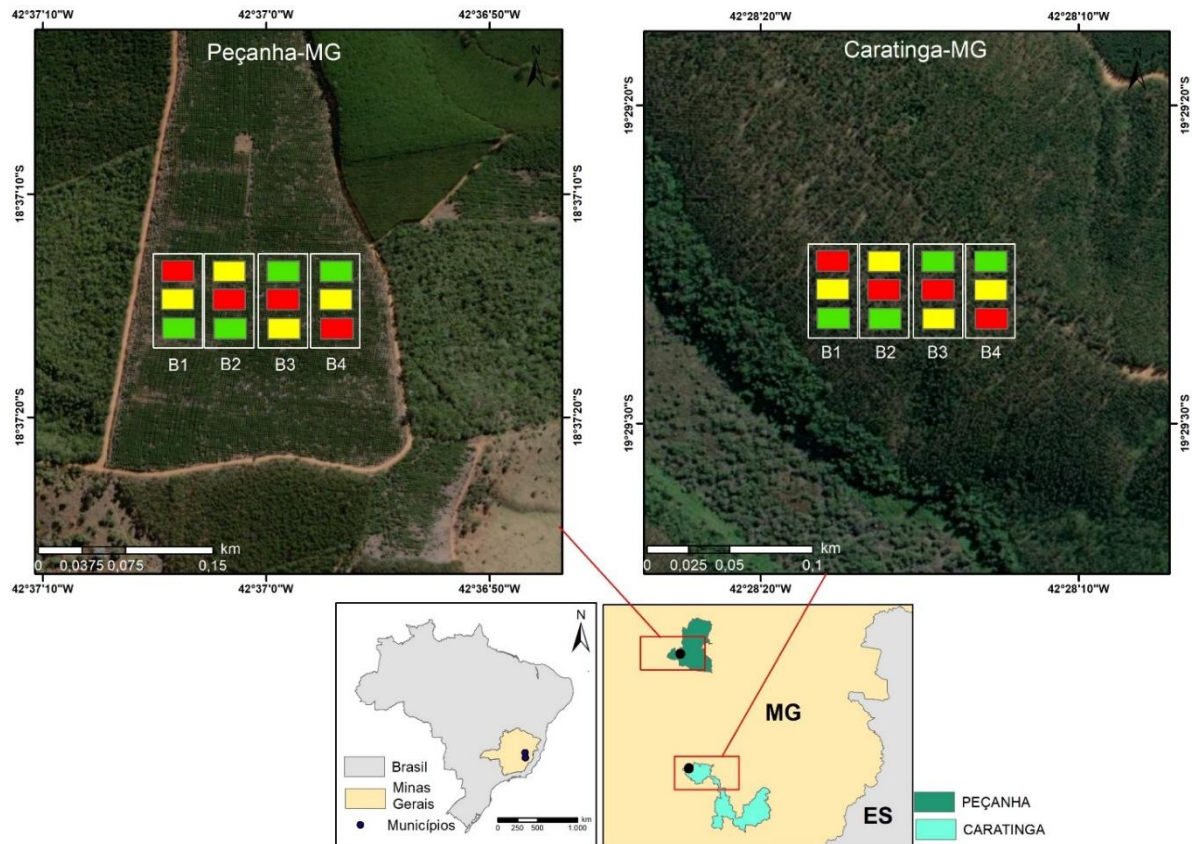
Tabela 1 - Localização, informações climáticas, propriedades dos solos e produtividade média do eucalipto aos 3,3 e 3 anos de idade para os povoamentos em Caratinga e Peçanha, respectivamente

Local	Latitude	Longitude	Altitude	Classificação climática
	S	O	m	
Caratinga	19° 29' 26''	42° 28' 15''	290	Aw
Peçanha	18° 37' 16''	42° 37' 01''	940	Cwa

Local	Classe e mineralogia do solo	Temperatura média anual	Precipitação anual acumulada	Produtividade média do eucalipto
		°C	mm	m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹
Caratinga	LVA (caulinítico)	23	1185	28
Peçanha	LV (oxídico)	19	1115	55

Fonte: elaboração própria.

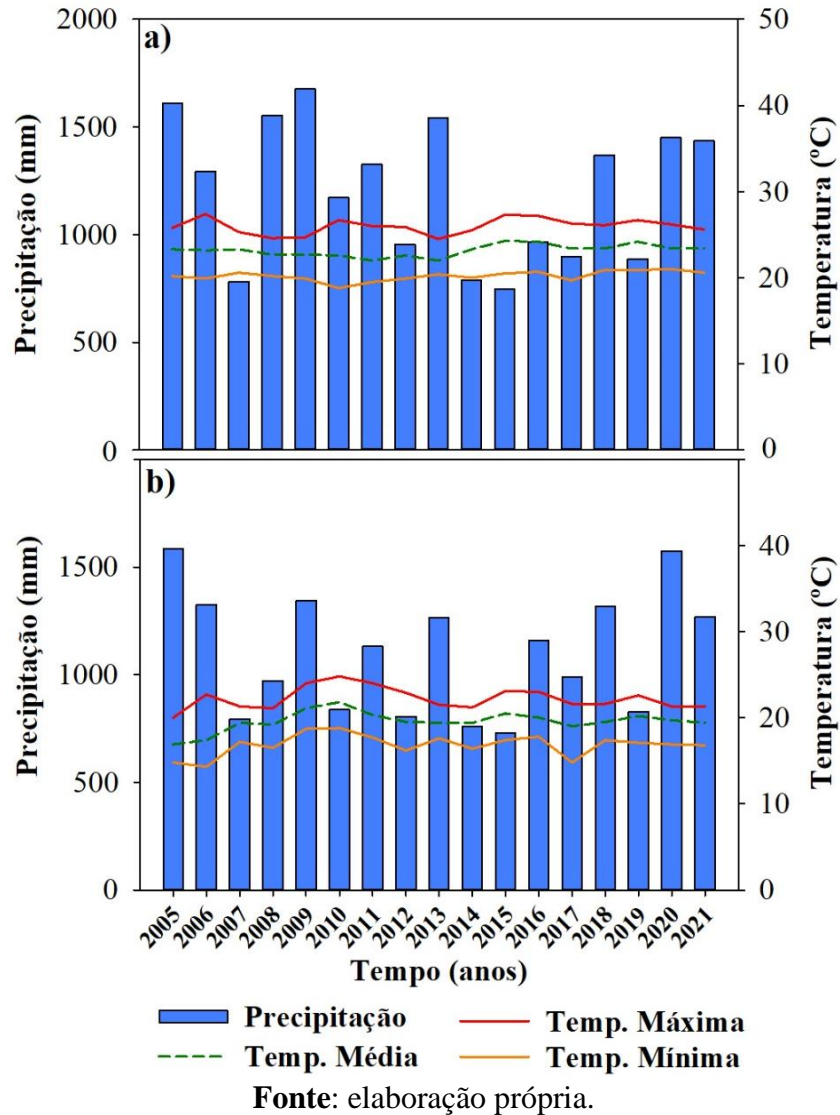
Figura 1 - Localização geográfica e croqui simplificado dos experimentos em altitude de 290 m (Caratinga – MG) e 940 m (Peçanha – MG)



As identificações B1, B2, B3 e B4 correspondem aos blocos dos experimentos. As cores das parcelas dentro dos blocos representam o manejo de resíduo da colheita de eucalipto adotado (vermelho – sem resíduo; amarelo – resíduo sem casca; verde – resíduo com casca). **Fonte:** elaboração própria.

O solo da área experimental de Caratinga foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), caulinitico, distrófico com estrutura em blocos subangulares (Santos et al., 2013). O solo de Peçanha foi classificado como um Latossolo Vermelho (LV), oxídico, distrófico com estrutura granular fortemente desenvolvida. Para montagem do experimento foi escolhida área com relevo suave ondulado, cultivado com eucalipto, que iniciaria o terceiro ciclo de cultivo com *Eucalyptus grandis* (clone CNB031). Anteriormente à silvicultura com eucalipto, as áreas eram cultivadas com pastos (principalmente *Uroclhoa decumbens* e *Melinis minutiflora*), os quais sucederam floresta nativa do bioma Mata Atlântica. Nos últimos 17 anos, a diferença média de temperatura e precipitação entre Caratinga e Peçanha foi de aproximadamente 4 °C (temperatura média anual do ar) e 70 mm (precipitação pluviométrica anual acumulada), sendo Caratinga mais quente e mais chuvosa comparado a Peçanha.

Figura 2 - Histórico dos últimos 17 anos para precipitação pluviométrica anual acumulada e temperatura máxima, média e mínima dos locais onde estão localizados os experimentos nas altitudes de 290 m (2a) e 940 m (2b)

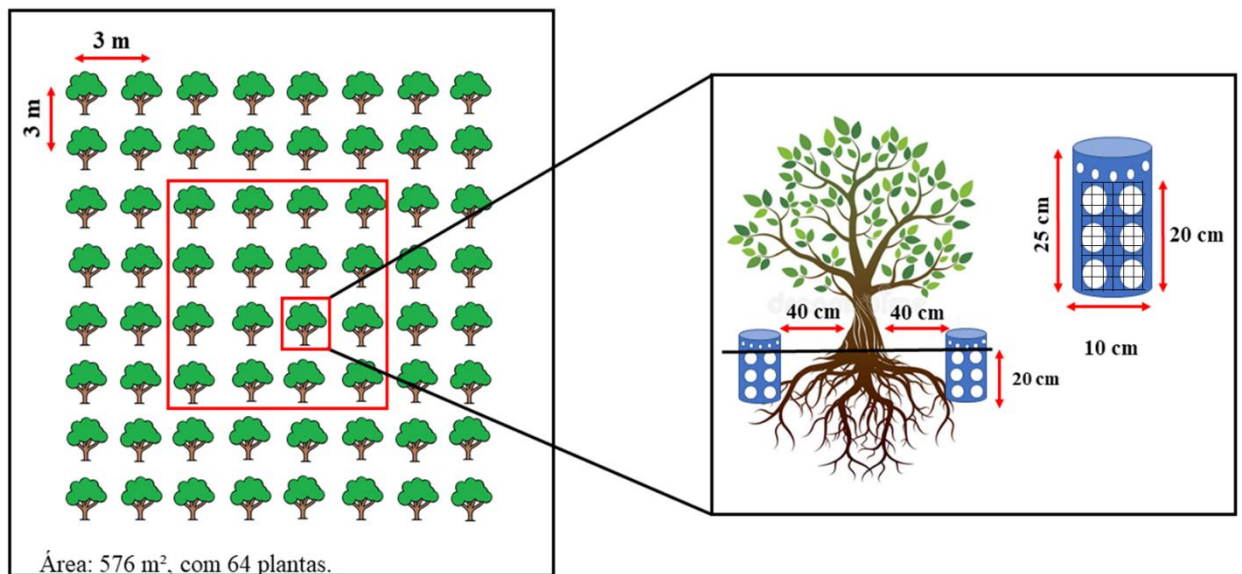


2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais

Os tratamentos foram arranjados em esquema de parcelas subdivididas e consistiram na combinação dos fatores: i) manejo de resíduo da colheita de eucalipto e ii) mineralogia do solo. As parcelas receberam o primeiro fator em estudo, o manejo de resíduos da colheita de eucalipto, com três níveis: remoção de todos os resíduos (SR), manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita sem casca (RSC) ou manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita com casca (RCC). As subparcelas receberam o fator mineralogia do solo, com dois níveis: solo oxídico (OX) ou solo caulínico (CT) contidos em recipientes de policloreto de vinila (PVC) inseridos ao solo.

As unidades experimentais (UE) corresponderam a microparcelas de PVC (25 cm de altura, 10 cm de diâmetro e $\approx 2 \text{ dm}^3$ de volume), instalados em campo. As UEs foram confeccionadas para permitir a entrada das raízes finas do eucalipto no solo contido dentro das microparcelas, por meio de 12 acessos laterais (orifícios de 5 cm de diâmetro), os quais foram envoltos com malha de 2 mm de diâmetro de abertura (Figura 3). Além disso, na parede de todas as microparcelas foram realizados acessos laterais (orifícios de 2 cm de diâmetro) na porção superior (Figura 3). Durante a instalação do experimento no campo os acessos laterais da porção superior das UEs foram nivelados na superfície do solo, permitindo a movimentação da fauna e água (Figura 3).

Figura 3 - Esquema de instalação das unidades experimentais (UEs) ao lado do eucalipto dentro da parcela de campo



Em detalhe a UE com aberturas laterais para permitir o crescimento das raízes finas de eucalipto no solo dentro da microparcela. **Fonte:** elaboração própria.

2.3 Instalação dos experimentos

Para a montagem das UEs nos dois experimentos foram selecionados dois solos com mineralogias distintas (oxídico e caulínico; Figura 4). O solo oxídico foi coletado no município Cantagalo, Minas Gerais, Brasil (18°35' 36''S e 42°39' 10''O), classificado como Latossolo Vermelho (LV), oxídico (mesoférrico), distrófico, com estrutura granular fortemente desenvolvido (Santos et al., 2013). O solo caulínico foi coletado no município de Bom Jesus do Galho, Minas Gerais, Brasil (19° 35' 13'' S e 42° 27' 21'' O), classificado como Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), caulínico (férrico), distrófico, com estrutura em blocos subangulares (Santos et al., 2013). A caracterização química, física e química por ataque

sulfúrico foi realizada para os dois solos (Tabelas 1 e 2). Os solos utilizados no preenchimento das UEs foram coletados na camada de 0-20 cm de em áreas cultivadas com pastagens (principalmente *Uroclhoa decumbens* e *Melinis minutiflora*) a mais de uma década. A assinatura isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) desses solos consta na tabela 3.

Figura 4 - Representação esquemática da variação das características edáficas e climáticas das áreas experimentais



Fonte: elaboração própria.

Os solos coletados para preenchimento das UEs apresentavam grau de desenvolvimento pedogenético diferente, porém, com textura semelhante. As UEs foram preenchidas com solo fresco, peneirado em malha de 2 mm. O preenchimento foi realizado em 4 camadas de aproximadamente 5 cm cada, até a altura de 20 cm (oxídico ou caulínítico). Nos 5 cm restantes foram adicionados o RC florestal da rotação anterior do eucalipto de acordo com os tratamentos (RSC ou RCC). Os RC adicionados na superfície do solo, dentro das UEs (folha, galho, serapilheira e casca), foram coletados de quatro plantas de eucalipto da rotação anterior, separadamente para cada área experimental. As árvores foram selecionadas aleatoriamente dentro da área experimental antes da colheita do povoamento. Esses resíduos foram secos a 50 °C em estufa com circulação forçada de ar, cortados em pedaços de tamanho entre 1 a 5 cm (as folhas não foram cortadas). As quantidades de folhas, galhos, cascas e serapilheira adicionados em cada UE foi calculada a partir da quantificação dos resíduos que permaneceram por unidade de área após a colheita do eucalipto para cada experimento. Na Tabela 4 são apresentadas a massa

de matéria seca e o teor dos macronutrientes nos componentes do RC adicionadas nas UEs. Após a adição do RC, a porção superior das UEs foram cobertas com uma tela com malha de 1 cm de abertura, de forma a evitar que durante o ciclo subsequente do eucalipto houvesse aporte de material vegetal resente via *litterfall* (e.g., folhas e galhos). A densidade do solo dentro das UEs ($\approx 1 \text{ kg dm}^{-3}$) foi semelhante à densidade do solo da área experimental.

Tabela 1 - Caracterização química dos solos oxídico e caulínítico usado no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	pH _{H2O}	Al ³⁺	H+Al	P _{rem}	Ca ²⁺	Mg ²⁺	N	P	K	S
		cmol _c dm ⁻³	mg L ⁻¹	cmol _c dm ⁻³	dag kg ⁻¹	-----mg dm ⁻³ -----				
Oxídico	5,1	1,0	11,3	13,3	0,7	0,2	0,20	1,5	41,0	0,0
Caulínítico	3,6	1,8	8,5	31,9	0,6	0,2	0,11	13,4	64,0	35,0

Mineralogia do solo	B	Cu	Mn	Fe	Zn	SB	t	T	V	m
	-----mg dm ⁻³ -----					-----cmol _c dm ⁻³ -----		%	%	
Oxídico	0,4	0,2	9,8	97,4	0,3	1,00	2,0	12,3	8,1	51,0
Caulínítico	0,7	0,7	4,9	174,7	2,3	0,96	2,8	9,5	10,1	65,5

pH em água, relação 1:2,5; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ extraído por KCl (1 mol L⁻¹); H + Al – extraído por Acetato de Cálcio (0,5 mol L⁻¹ - pH 7,0); N total (digestão sulfúrica e quantificação titulométrica pelo método Kjeldahl); P, K, Fe, Zn, Mn e Cu extraído por Mehlich-1; S extraído por fosfato monocálcico em ácido acético; B extraído com água quente; SB= soma de bases trocáveis; t= capacidade de troca catiônica efetiva; T= capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V= índice de saturação por bases; m= índice de saturação por alumínio; P_{rem}= fósforo remanescente. **Fonte:** elaboração própria.

Tabela 2 - Caracterização física e química (via ataque sulfúrico) dos solos oxídico e caulínítico utilizados no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	Areia ⁽¹⁾	Silte ⁽²⁾	Argila ⁽²⁾	Al ₂ O ₃ ⁽³⁾	Fe ₂ O ₃ ⁽³⁾	SiO ₂ ⁽³⁾	kr ⁽⁴⁾	ki ⁽⁵⁾
	-----dag kg ⁻¹ -----			-----g kg ⁻¹ -----				
Oxídico	29,2	1,4	69,5	143,6	143,6	47,9	0,44	0,57
Caulínítico	29,8	0,7	69,6	197,4	177,3	155,3	0,89	1,34

⁽¹⁾ Peneiramento úmido; ⁽²⁾ Sedimentação particulada; ⁽³⁾ Ataque sulfúrico; ⁽⁴⁾ kr $\leq 0,75$ solo óxido e kr $\geq 0,75$ solo caulínítico; ⁽⁵⁾ ki: relação molecular 1,7 x SiO₂ / Al₂O₃. **Fonte:** elaboração própria.

Tabela 3 - Teor e assinatura isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) nas frações da MOS e limite de saturação de C nos solos oxídico e caulínico utilizados no preenchimento das unidades experimentais

Mineralogia do solo	Teor de C-MOP ⁽¹⁾	$\delta^{13}\text{C}$ -MOP ⁽¹⁾	Teor de C-MOAM ⁽²⁾	$\delta^{13}\text{C}$ -MOAM ⁽²⁾	LSc ⁽³⁾
	g kg ⁻¹	‰	g kg ⁻¹	‰	g kg ⁻¹
Oxídico	1,8	-19,1	38,6	-22,8	32,6
Caulínico	0,8	-25,9	15,8	-25,7	32,3

⁽¹⁾ Matéria orgânica particulada – MOP; ⁽²⁾ Matéria orgânica associada aos minerais – MOAM; MOP e MOAM obtidas por fracionamento físico da MOS (Cambardella & Elliot, 1992); Teor de C e $\delta^{13}\text{C}$ determinado em espectrômetro de massas de razão isotópica elementar (IRMS). Teor de C na MOP ou MOAM expresso em gramas por quilograma de solo (g kg⁻¹); ⁽³⁾ O limite de saturação de C na MOAM (fração silte + argila) por kg de solo foi estimado com base em Six et al. (2024), que estabeleceu, a partir dos dados atualmente disponíveis, que a estabilização máxima de C em solos com predominância de argilas do tipo 1:1 é de 46 ± 4 g de C por kg de silte + argila. Para o cálculo, multiplicou-se a proporção de silte + argila no solo (kg de silte + argila por kg de solo) pelo valor de referência de 46 g kg⁻¹. **Fonte:** elaboração própria.

Tabela 4 - Massa de matéria seca e teor dos macronutrientes nos componentes do resíduo da colheita do eucalipto adicionada nas unidades experimentais

Experimento 1 (290 m de altitude)							
Componente ⁽¹⁾	MMS ⁽²⁾	N ⁽⁴⁾	P ⁽⁵⁾	K ⁽⁵⁾	Ca ⁽⁵⁾	Mg ⁽⁵⁾	S ⁽⁵⁾
	g UE ⁻¹ ⁽³⁾	-----g kg ⁻¹ -----					
Folha	2,0	18,40	1,06	9,28	0,73	5,45	1,63
Galho	4,5	3,27	0,56	4,73	0,38	7,68	1,05
Casca	12,0	3,60	0,31	3,23	0,68	18,88	1,95
Serrapilheira	19,0	5,63	0,27	1,65	0,28	9,81	1,05
RSC	25,5	6,22	0,38	2,79	0,33	9,09	1,10
RCC	37,5	5,38	0,36	2,93	0,44	12,22	1,37
Experimento 2 (940 m de altitude)							
Componente ⁽¹⁾	MMS ⁽²⁾	N ⁽⁴⁾	P ⁽⁵⁾	K ⁽⁵⁾	Ca ⁽⁵⁾	Mg ⁽⁵⁾	S ⁽⁵⁾
	g UE ⁻¹ ⁽³⁾	-----g kg ⁻¹ -----					
Folha	2,3	21,70	1,30	6,30	5,00	2,10	3,00
Galho	10,8	2,73	0,14	1,20	0,76	0,35	0,10
Casca	16,3	3,90	0,70	4,90	20,80	3,40	0,40
Serrapilheira	21,4	5,90	0,30	1,00	4,20	0,80	0,10
RSC	34,5	5,96	0,47	7,31	3,06	3,42	0,30
RCC	50,8	5,30	0,54	6,54	8,75	3,41	0,33

⁽¹⁾ Componentes do resíduo da colheita do eucalipto; ⁽²⁾ massa de matéria seca dos componentes do resíduo da colheita adicionado às UEs (MMS); ⁽³⁾ Para os tratamentos sem casca (RSC) e com casca (RCC) a massa total de resíduo da colheita adicionada por hectare foi 33 Mg ha⁻¹ (16 Mg ha⁻¹ de C) e 48 Mg ha⁻¹ (23 Mg ha⁻¹ de C) (Experimento 1) e 44 Mg ha⁻¹ (20 Mg ha⁻¹ de C) e 65 Mg ha⁻¹ (28 Mg ha⁻¹ de C) (Experimento 2), respectivamente; ⁽⁴⁾ Determinado em espectrômetro de massas de razão isotópica elementar (IRMS); ⁽⁵⁾ Digestão nítrico-perclórica do material e posterior dosagem por espectroscopia de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES). **Fonte:** elaboração própria.

As UEs foram instaladas em povoamento de *E. grandis* no início do terceiro ciclo (reforma do povoamento com novo plantio de mudas), em parcelas com aproximadamente 1.296 m², compostas por 144 plantas (12 linhas com 12 plantas), em espaçamento de 3 x 3 m. A parcela útil consistiu nas 8 linhas centrais, com 8 plantas (64 árvores no total). O plantio das mudas de eucalipto no campo foi realizado em dezembro de 2018 em Caratinga – MG (Experimento 1) e em junho de 2017 em Peçanha – MG (Experimento 2).

Antes do plantio, foi realizada a aplicação de calcário em área total, utilizando-se 1.150 kg ha⁻¹ no Experimento 1 e 1.750 kg ha⁻¹ no Experimento 2, ambos com calcário contendo 40 % de CaO e 11 % de MgO. A primeira parcela da adubação de cobertura foi realizada mecanicamente, um mês antes do plantio, com aplicação de 300 kg ha⁻¹ (Experimento 1) e 400 kg ha⁻¹ (Experimento 2) de NPK 06-10-29, suplementado com 0,8 % de B, 0,5 % de Zn e 0,5 % de Cu, por meio de subsolagem em filete contínuo a 30-40 cm de profundidade. A adubação de plantio ocorreu manualmente um mês após a primeira cobertura, com aplicação de 100 g/planta de NPK 06-30-06 + 0,25 % B + 1,0 % Zn + 1,0 % Cu, distribuídos em duas covetas laterais por planta. A segunda parcela da adubação de cobertura foi realizada por atividade mecanizada, 14 meses após a adubação de plantio no Experimento 1 e 10 meses no Experimento 2, com aplicação em área total de 300 kg ha⁻¹ (Experimento 1) e 400 kg ha⁻¹ (Experimento 2) de NPK 06-10-29 + 0,8 % B + 0,5 % Zn + 0,5 % Cu.

A instalação das UEs no campo ocorreu em março de 2019 (Experimento 1) e março de 2018 (Experimento 2). O resíduo da colheita florestal da rotação anterior foi mantido nas parcelas de campo de acordo com os tratamentos SR, RSC e RCC. Portanto, as parcelas de campo referentes aos tratamentos RSC e RCC receberam 33 e 48 Mg ha⁻¹ (Experimento 1) e 44 e 65 Mg ha⁻¹ (Experimento 2) de resíduo da colheita, respectivamente. As microparcels foram instaladas no solo a 20 cm de profundidade e a 40 cm de distância do caule das plantas de eucalipto, na linha de plantio (Figura 3).

2.4 Coleta das microparcels

As microparcels foram removidas do campo e o solo dentro das UEs foram amostrados aos 33 (Experimento 1) e 30 (Experimento 2) meses após o início do experimento, quando o povoamento de eucalipto estava com aproximadamente 3 anos de idade. Os solos foram separados nas camadas de 0-1, 1-5, 5-10 e 10-15 cm, secos ao ar e passados em peneira de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA).

2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C e N nas frações

As amostras de solo foram fracionadas em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) segundo Cambardella & Elliot (1992). Para tanto, 10 g de TFSA foram dispersos em 30 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) sob agitação constante por 15 h. Após o período estabelecido, a mistura (solo + solução) foi peneirada a úmido, em peneira de 0,053 mm. A fração granulométrica retida na peneira é denominada MOP e a fração cujos componentes têm tamanho menor que 0,053 mm é denominada MOAM. As duas frações foram secas em estufa de circulação de ar forçado por 7 dias a 60 °C, finamente moídas, peneiradas (malha 0,150 mm) e pesadas. Posteriormente a determinação dos teores de C e $\delta^{13}\text{C}$ nas frações MOP e MOAM foram realizadas por combustão a seco usando um espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS 20 20 ANCA-GLS, Sercon, Crewe, UK). Os resultados da abundância natural de ^{13}C foram referenciados de acordo com o padrão internacional (PDB) e expressos em per mil (‰).

2.6 Taxa de decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto

A taxa de decomposição foi calculada por meio da equação 1 (exponencial simples) proposta por Olson (1963) e o tempo de meia vida ($t_{0,5}$) foi calculado pela equação 2 (Paul & Clark, 1989).

$$X = X_0 e^{-kt} + \varepsilon \quad (1)$$

$$t_{0,5} = \frac{-\ln(0,5)}{k} = \frac{0,693}{k} \quad (2)$$

Em que: X é a massa de matéria seca remanescente do material após um período t; X₀ é a massa de matéria seca inicial do material; k é a constante de decomposição do material.

2.7 Estoques totais de C e N nas frações da MOS

Os estoques totais de C e N das frações MOP e MOAM foram calculados segundo Deng et al., (2016) por meio das equações 3 e 4.

$$C_{total} = \frac{tC \times dS \times eS}{10} \quad (3)$$

$$N_{total} = \frac{tC \times dS \times eS}{10} \quad (4)$$

Em que: C_{total} é o estoque total de carbono de compostos orgânicos das frações MOP ou MOAM ($Mg \text{ ha}^{-1}$); N_{total} é o estoque total de nitrogênio das frações MOP ou MOAM ($Mg \text{ ha}^{-1}$); tC é o teor de carbono das frações MOP ou MOAM ($g \text{ kg}^{-1}$); tN é o teor de nitrogênio das frações MOP ou MOAM ($mg \text{ g}^{-1}$); dS é a densidade do solo ($g \text{ cm}^{-3}$) e eS é a espessura da camada de solo considerada (cm). Após a obtenção dos estoques totais de C e N das frações MOP e MOAM, realizou-se a soma das camadas 0-1, 1-5, 5-10 e 10-15 cm, obtendo os estoques de C e N da camada 0-15 cm. Para fins desta pesquisa, optou-se por apresentar os resultados dos estoques de C e N para a camada de 0-15 cm.

2.8 Partição do C da MOS quanto a origem

A partição do C presente nas frações da MOS quanto a origem foi baseada na variação da abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$). Este método consiste na partição do C do solo entre duas fontes com distintas assinaturas isotópicas do ^{13}C . Na média, a assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ do eucalipto (resíduo da colheita e raízes finas) é menor ou igual a -27 ‰. Enquanto a assinatura isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ da MOS nativa, em média, é maior que -25 ‰. O fator de contribuição do eucalipto ($f_{\text{eucalipto}}$) para as frações da MOS foi calculada por meio da equação 5 (Stewart et al., 2009). No manejo sem resíduo (SR), a contribuição do C derivado do eucalipto para as frações da MOS foi considerado como sendo via raízes finas do plantio de eucalipto. Nos manejos de resíduo da colheita sem e com casca (RSC e RCC), a contribuição do C derivado do eucalipto para as frações da MOS foi considerado como sendo via resíduo da colheita e raízes finas. Isto porque, todas as unidades experimentais (microparcelas) permitiam a entrada das raízes finas do eucalipto.

$$f_{\text{eucalipto}} = \frac{\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}}{\delta^{13}\text{C}_{\text{eucalipto}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}} \quad (5)$$

Em que: $\delta^{13}\text{C}_{\text{amostra}}$ é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ das frações MOP ou MOAM aos 33 ou 30 meses após o início do experimento; $\delta^{13}\text{C}_{\text{solo}}$ é o valor de $\delta^{13}\text{C}$ das frações MOP ou MOAM no início do experimento; $\delta^{13}\text{C}_{\text{eucalipto}}$ é o $\delta^{13}\text{C}$ do tecido vegetal do eucalipto ($\delta^{13}\text{C}$ igual a -27,26 e -27,61 para RSC e RCC, respectivamente). A quantidade de C derivado do eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$) presente nas frações da MOS foi calculado multiplicando os estoques totais de C em cada camada pelo fator de contribuição ($f_{\text{eucalipto}}$).

A proporção do C derivado da MOS preexistente (i.e., MOS preexistente, também chamada de MOS nativa, corresponde aos estoques de MOS anterior a entrada de C derivado do eucalipto) foi calculado pelo fator f_{nativo} para cada uma das frações da MOS (equação 6).

$$f_{\text{nativo}} = 1 - f_{\text{eucalipto}} \quad (6)$$

Em que: $f_{\text{eucalipto}}$ é a contribuição do eucalipto para as frações MOP ou MOAM.

A quantidade de C da MOS nativa (C_{nativo}) presente nas frações da MOS foi calculado pela multiplicação do fator de contribuição (f_{nativo}) pelo conteúdo total de C em cada fração.

2.9 Mudança nos estoques de C das frações da MOS

A mudança no estoque de C da fração MOP e MOAM (total e nativo) em relação aos estoques iniciais foram calculados por meio das equações 7 e 8.

$$\Delta C_{\text{total}} = C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}} \quad (7)$$

$$\Delta C_{\text{nativo}} = C_{\text{nativo}} - C_{\text{inicial}} \quad (8)$$

Em que: ΔC_{total} é o incremento ou decréscimo no estoque total de C das frações MOP ou MOAM após 33 ou 30 meses do início do experimento (Mg ha^{-1}); ΔC_{nativo} é o incremento ou decréscimo no estoque de C derivado da MOS preexistente do solo das frações MOP ou MOAM após 33 ou 30 meses do início do experimento (Mg ha^{-1}); C_{final} é o estoque total de C das frações MOP ou MOAM aos 33 ou 30 meses (Mg ha^{-1}); C_{nativo} é o estoque de C derivado da MOS nativa das frações MOP ou MOAM aos 33 ou 30 meses (Mg ha^{-1}); C_{inicial} é o estoque de C das frações MOP ou MOAM no início do experimento (Mg ha^{-1}).

O impacto da entrada de C derivado do eucalipto, tanto acima quanto abaixo do solo, na MOS nativa foi acompanhado pela mudança relativa na contribuição da MOS nativa para o C orgânico total do solo.

2.10 Carbono derivado do eucalipto retido e não retido na MOS

A equação 9 foi utilizada para estimar a porcentagem de C proveniente da massa de resíduo da colheita que se decompôs (após 30 ou 33 meses) e que posteriormente foi transferido e retido na MOP ou MOAM. Como em todas as UEs houve contribuição de C derivado das

raízes finas do eucalipto, a diferença entre SR vs RSC ou RCC foi usada para separar o efeito do resíduo ($C_{\text{resíduo}}$) do efeito combinado do resíduo e das raízes ($C_{\text{resíduo+raiz}}$). O percentual de C não retido foi considerado como a diferença entre o total de C da massa de resíduo decomposto e o somatório do C retido na MOP e na MOAM. A porcentagem de C (resíduo e raízes) retido em cada fração da MOS representa a eficiência de formação dessas frações com C derivado do eucalipto.

$$C_{\text{ret}} (\%) = \frac{eC_{\text{euc_MOS}}}{mC_{\text{euc}}} \times 100 \quad (9)$$

Em que: $C_{\text{ret}} (\%)$ é a porcentagem de C derivado do eucalipto retido nas frações MOP ou MOAM após 33 ou 30 meses do início do experimento; $eC_{\text{euc_MOS}}$ é o estoque de C derivado do eucalipto presente nas frações MOP ou MOAM aos 33 ou 30 meses após o início do experimento (Mg ha^{-1}); mC_{euc} é a massa de carbono derivado do eucalipto, aportado ao solo via resíduo de colheita decomposto, associado ou não ao carbono das raízes finas (Mg ha^{-1}).

2.11 Grau de saturação de C do solo

Para obter o grau de saturação de carbono do solo (GSc), foi inicialmente estimado o limite de saturação de C na MOAM (fração silte + argila), por kg de solo, denominado LSc (Tabela 3). Essa estimativa seguiu o critério de Six et al. (2024), que, com base nos dados atualmente disponíveis, indicou que a estabilização máxima de C em solos com predominância de argilas 1:1 é de 46 ± 4 g de C por kg de silte + argila. Para o cálculo, multiplicou-se a proporção de silte + argila do solo (kg de silte + argila por kg de solo; Tabela 2) pelo valor de referência de 46 g kg^{-1} . Em seguida, o GSc foi estimado por meio da equação 10 e a mudança no GSc (ΔGSc) foi calculada por meio da diferença entre o GSc no final do experimento e o GSc inicial.

$$\text{GSc} = \frac{C\text{-MOAM}}{\text{LSc}} \times 100 \quad (10)$$

Em que: GSc é o grau de saturação de C do solo (%); C-MOAM é o teor de C na fração MOAM por kg de solo (g kg^{-1}); LSc é o limite de saturação de C na MOAM (silte + argila) por kg de solo (g kg^{-1}).

2.12 Análise estatística

Os dados foram submetidos a análise das pressuposições da estatística paramétrica (normalidade e homocedasticidade) e quando os pressupostos não foram atendidos os dados foram transformados. Em seguida foi realizado a análise de variância (ANOVA) com teste F ao nível de 10 % de probabilidade e as médias foram comparadas pelo teste SNK a 10 % de probabilidade no pacote ExpDes.pt do software estatístico R. O teste de médias foi realizado para todos os desdobramentos de interações. Esse procedimento foi adotado porque o teste F não é conclusivo para situações em que se tem mais que 1 GL para os fatores em estudo. A comparação dos tratamentos entre os experimentos foi realizada por meio da análise de grupo de experimentos (Banzato & Kronka, 2013). A análise estatística foi realizada para as variáveis descritas acima na camada total 0-15 cm. Os gráficos foram elaborados no software SigmaPlot.

3 Resultados

3.1 Decomposição e tempo de meia vida do resíduo da colheita de eucalipto

Os dados de k e $t_{0,5}$ indicam que a altitude exerceu alguma influência sobre a decomposição de resíduos de eucalipto nas duas mineralogias e manejos estudados (Tabela 5). Para o RSC, o material orgânico aplicado ao solo oxídico exibiu mesmo valor de k nos dois locais de estudo (i.e., 0,81 a 290 m e 940 m de altitude). No solo caulínítico, o RSC exibiu valores de k ligeiramente menor a 290 m em comparação ao local de maior altitude (i.e., 0,63 a 290 m e 0,74 a 940 m). Por outro lado, o RCC exibiu menor k no local de maior altitude para os solos oxídico e caulínítico. Na altitude de 940 m, o valor de k foi 15,4 e 60,0 % menor em relação ao local de menor altitude para os solos oxídico e caulínítico, respectivamente.

Na ausência da casca, o material orgânico aplicado ao solo exibiu maior k para solo oxídico comparado ao caulínítico, nas duas altitudes investigadas. Em média, a k foi 18,2 % maior para solo oxídico comparado ao caulínítico no manejo RSC. Por outro lado, na presença da casca o efeito foi inverso, em média, a k do resíduo de eucalipto foi maior (17,8 %) para o solo caulínítico em contraste ao oxídico, nos dois locais de estudo. A ausência da casca também resultou em maior k do material orgânico aplicado em solo oxídico e caulínítico, no local de maior altitude. Em média, para RSC a k foi 34,8 % maior a 940 m de altitude. Este efeito também foi observado em menor altitude, para solo oxídico no manejo RSC. A exceção para essa tendência ocorreu a 290 m de altitude, em solo caulínítico. Neste caso, a k foi maior na presença da casca (i.e., 0,86 para RCC e 0,63 para RSC).

Tabela 5 - Massa de matéria seca inicial, remanescente e decomposta, constante de decomposição (k) e tempo de meia vida ($t_{0,5}$) do resíduo da colheita de eucalipto

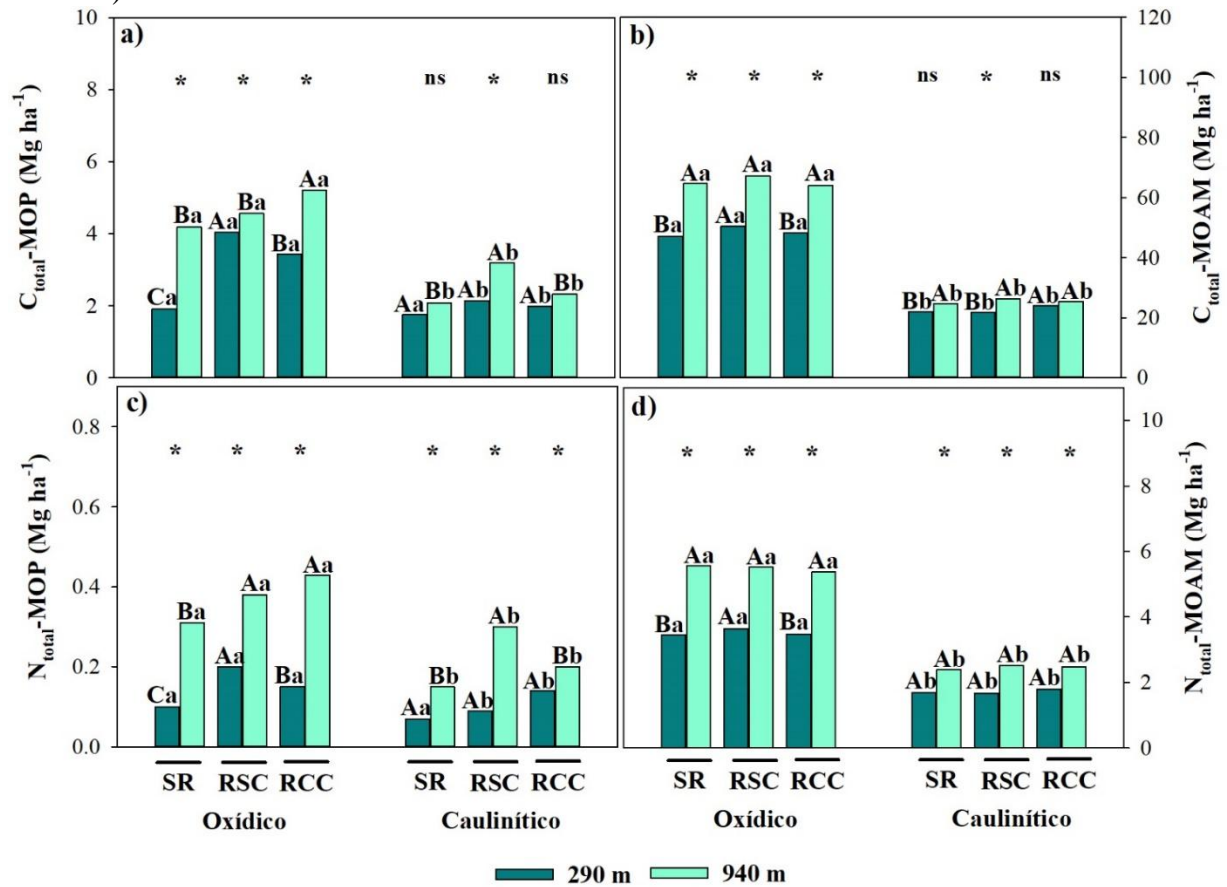
		Massa de matéria seca ($Mg\ ha^{-1}$)						k		$t_{0,5}$	
Manejo ¹	Solo ²	Inicial		Remanescente		Decomposta		L1	L2	L1	L2
		L1	L2	L1	L2	L1	L2				
RSC	OX	32	44	4 (11)	5 (12)	29 (89)	39 (88)	0,81	0,81	0,86	0,88
	CT	32	44	6 (19)	6 (13)	26 (81)	38 (87)	0,63	0,74	1,16	0,94
RCC	OX	48	65	8 (17)	14 (22)	40 (83)	50 (78)	0,65	0,55	1,07	1,28
	CT	48	65	5 (10)	13 (19)	43 (90)	52 (81)	0,86	0,60	0,84	1,16

⁽¹⁾ Manejo de resíduo da colheita de eucalipto (Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC); ⁽²⁾ Mineralogia do solo (Oxídico ou Caulínítico); Altitude (290 m - L1 ou 940 m - L2). Entre parênteses são apresentados os valores em porcentagem da massa de matéria seca remanescente ou decomposta do resíduo aplicado ao solo em relação ao valor inicial. **Fonte:** elaboração própria.

3.2 Estoque de C e N nas frações da MOS

Em linhas gerais, os maiores estoques totais de C e N foram encontrados no local de maior altitude, tanto para solo oxídico quanto caulínítico, independente do manejo de resíduos, 30 meses após o início do experimento ($p < 0,10$; Figura 5). A exceção a esta tendência ocorreu nos estoques totais de C (MOP e MOAM), em solo caulínítico nos manejos SR e RCC ($p > 0,10$). Na altitude de 940 m, os estoques totais de C e N na MOP foram 41 % e 136 % maior comparado ao local de menor altitude. No compartimento MOAM, os estoques totais de C e N foram 27 % e 52 % maior também no local de maior altitude.

Figura 5 - Média do estoque total de C na fração MOP (5a; $C_{total-MOP}$) e na MOAM (5b; $C_{total-MOAM}$). Média do estoque total de N na fração MOP (5c; $N_{total-MOP}$) e na MOAM (5d; $N_{total-MOAM}$)



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita de eucalipto em cada mineralogia de solo e altitude. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduo da colheita de eucalipto e altitude. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). A comparação de cada tratamento entre os experimentos (altitude 290 e 940 m) é representada por “*” quando $p \leq 0,10$ e “ns” quando $p > 0,10$ (teste SNK). Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxidico ou Solo caulínítico. Altitudes acima do nível do mar onde estão localizados os experimentos: a 290 ou 940 m. **Fonte:** elaboração própria.

De modo geral, o solo de mineralogia oxidica exibiu maiores estoques totais de C e N (MOP e MOAM), tanto à 290 m quanto a 940 m de altitude, independente do manejo de resíduos ($p < 0,10$; Figura 5). A exceção foi para os estoques totais de C e N da MOP, no local de menor altitude, no manejo SR ($p > 0,10$).

A manutenção dos resíduos de eucalipto no campo, em geral, resultou em maiores estoques totais de C e N (MOP e MOAM) nas duas altitudes e solos estudados em comparação ao tratamento SR ($p < 0,10$; Figura 5). Esse efeito foi mais proeminente na fração MOP (Figuras 5a e 5c). Exceções a essa tendência ocorreram, por exemplo, nos estoques totais de C e N da MOAM, tanto em solo oxidico quanto caulínítico, no local de maior altitude, não havendo diferença entre os manejos ($p > 0,10$). A manutenção de resíduos de eucalipto no solo

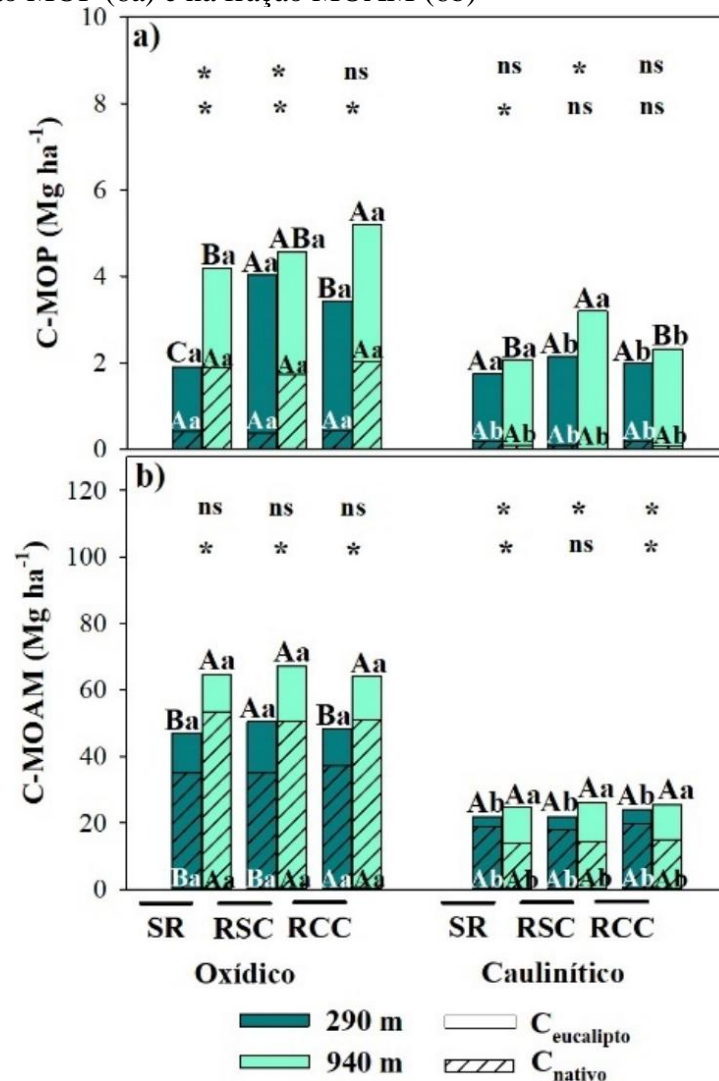
correspondeu, em média, a um aumento de C e N na MOP de 59 e 71 % (290 m) e 22 e 42 % (940 m), respectivamente, em relação ao tratamento SR (Figuras 5a e 5c). No compartimento MOAM, o aumento nos estoques de C e N foi discreto ($p > 0,10$), sendo 5 e 3 % (290 m) e 2 e 0 % (940 m), respectivamente, em relação ao tratamento SR (Figuras 5b e 5d).

As respostas dos estoques totais de C e N (MOP e MOAM) à manutenção de resíduos de eucalipto sem ou com casca foram variadas e dependeram da mineralogia do solo, da altitude e da fração da MOS considerada. A presença da casca foi determinante para elevar os estoques totais de C apenas para o solo oxídico, no local de maior altitude (i.e., +19,0 % na MOP; Figura 5a) e solo caulínico, no local de menor altitude (i.e., +10,0 % na MOAM; Figura 5b). Em contraste, a remoção da casca resultou em maiores estoques totais de C e N da MOP, em solo oxídico (i.e., +51 % e +60 %; 290 m) e caulínico (i.e., +45 % e +71 %; 940 m). No compartimento MOAM, a remoção da casca foi determinante para aumentar os estoques totais de C (i.e., +6 %) e N (i.e., +5 %) em solo oxídico a 290 m de altitude em comparação à média dos demais tratamentos (Figura 5b e 5d).

3.3 Partição do C da MOS

A partição do C nas frações da MOS, quanto à sua origem, revelou que a contribuição de C derivado do eucalipto foi de 4 a 5 vezes maior na MOAM em comparação à MOP, nas altitudes de 290 m e 940 m, respectivamente. No sítio de menor altitude, aproximadamente 8 % do C presente na MOP era C_{nativo} e 92 % derivado do $C_{\text{eucalipto}}$; já na MOAM, essas proporções foram de 77 % de C_{nativo} e 23 % de $C_{\text{eucalipto}}$. No sítio mais elevado, cerca de 27 % do C na MOP era C_{nativo} e 73 % $C_{\text{eucalipto}}$; na MOAM, as proporções mantiveram-se em 73 % de C_{nativo} e 27 % de $C_{\text{eucalipto}}$. É importante salientar que o $C_{\text{eucalipto}}$ corresponde ao carbono proveniente dos resíduos da colheita florestal e/ou raízes finas do eucalipto. Em média, as raízes finas foram responsáveis pelo armazenamento de C equivalente a 2 e 8 Mg ha⁻¹ (290 m) e 2 e 11 Mg ha⁻¹ (940 m) nas frações MOP e MOAM, respectivamente.

Figura 6 - Média da partição do C derivado da MOS nativa (C_{nativo}) e derivado do eucalipto ($C_{\text{eucalipto}}$) na fração MOP (6a) e na fração MOAM (6b)



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita florestal em cada mineralogia de solo e altitude, separadamente para as variáveis “ C_{nativo} ” e “ $C_{\text{eucalipto}}$ ”. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita florestal e altitude, separadamente para as variáveis “ C_{nativo} ” e “ $C_{\text{eucalipto}}$ ”. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). As letras no topo das barras comparam os tratamentos para $C_{\text{eucalipto}}$ (barras não hachuradas) e C_{nativo} (barras hachuradas). A comparação de cada tratamento entre os experimentos (altitude 290 m e 940 m) é representada por “*” quando $p \leq 0,10$ e “ns” quando $p > 0,10$ (teste SNK). A linha mais abaixo com essas representações estatísticas é referente a variável “ C_{nativo} ” e a linha mais acima representa a estatística para a variável “ $C_{\text{eucalipto}}$ ”. Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico ou Solo caulínítico. Altitudes acima do nível do mar onde estão localizados os experimentos: a 290 ou 940 m. **Fonte:** elaboração própria.

De modo geral, no compartimento MOP, o efeito da altitude sobre a partição do C foi mais evidente no solo oxídico, especialmente sob os manejos SR e RSC ($p < 0,10$; Figura 6a). Considerando a média dos três tipos de manejo dos resíduos da colheita, o C_{nativo} no solo oxídico foi cinco vezes maior a 940 m em comparação a 290 m de altitude. No tratamento controle (solo oxídico), o local de maior altitude exibiu as maiores proporções tanto de C_{nativo} quanto de

$C_{\text{eucalipto}}$ em relação ao de menor altitude. No manejo RSC, a maior proporção de C_{nativo} também ocorreu a 940 m; entretanto, o $C_{\text{eucalipto}}$ foi mais elevado no sítio de 290 m.

Em relação a mineralogia, no compartimento MOP, o solo oxídico apresentou maior proporção de C_{nativo} comparado ao solo caulínítico para ambos os tipos de manejo de resíduos da colheita nas duas altitudes investigadas ($p < 0,10$; Figura 6a). Em média, a proporção de C_{nativo} foi 26 e 32 vezes maior no solo oxídico comparado ao caulínítico à 290 m e 940 m de altitude, respectivamente. Em contraste, praticamente não houve influência da mineralogia do solo sobre $C_{\text{eucalipto}}$, exceto para RSC e RCC (290 m) e RCC (940 m), onde a maior proporção de $C_{\text{eucalipto}}$ também ocorreu no solo oxídico. De maneira general, não houve efeito da aplicação de resíduos de eucalipto sobre o C_{nativo} na fração MOP, independente da mineralogia do solo e altitude ($p > 0,10$; Figura 6a). Em contraste, o $C_{\text{eucalipto}}$ foi influenciado pelo material orgânico aplicado, nos dois solos e locais estudados. A aplicação de material orgânico, resultou em maior proporção de $C_{\text{eucalipto}}$, para os solos oxídico (290 m e 940 m) e caulínítico (940 m) em relação ao tratamento SR. Contudo, a aplicação de resíduo com casca foi pouco efetivo para elevar a proporção de $C_{\text{eucalipto}}$. Por outro lado, a ausência da casca resultou em aumento de 63 e 52 % na proporção de $C_{\text{eucalipto}}$ para solo oxídico (290 m) e caulínítico (940 m), respectivamente, comparado a média de SR e RCC ($p < 0,10$; Figura 6a).

No compartimento MOAM do solo oxídico, o C_{nativo} foi 44 % maior na altitude de 940 m comparado ao local de menor altitude, considerando a média dos três manejos de resíduo da colheita (Figura 6b). Em contraposição, no solo caulínítico, o C_{nativo} foi 31 % maior a 290 m de altitude em contraste ao local de maior altitude, na médias dos manejos de resíduo. Para o $C_{\text{eucalipto}}$, o efeito da altitude se restringiu ao solo caulínítico ($p < 0,10$; Figura 6b), para o qual a maior proporção de $C_{\text{eucalipto}}$ foi observada a 940 m de altitude, independente do manejo de resíduos da colheita. Neste caso, o $C_{\text{eucalipto}}$ foi em média 3 vezes maior ao observado para a altitude de 290 m. Em relação a mineralogia, em geral, o solo oxídico exibiu as maiores proporções de C_{nativo} , em comparação ao solo caulínítico na fração MOAM, sendo 2 (290 m) e 4 (940 m) vezes maior, independente da altitude e manejo de resíduos da colheita. Adicionalmente, o efeito da mineralogia do solo sobre o $C_{\text{eucalipto}}$ no compartimento MOAM foi mais evidente para a região de menor altitude, na qual o solo oxídico apresentou 3 vezes maior proporção de $C_{\text{eucalipto}}$ independente do manejo de resíduos da colheita comparado ao caulínítico. Quanto ao manejo de resíduos, de maneira geral, a significância do efeito da aplicação de resíduos de eucalipto sobre o C_{nativo} e $C_{\text{eucalipto}}$ na fração MOAM se restringiu ao solo oxídico, no local de menor altitude ($p < 0,10$; Figura 6b). Nessa condição, a presença da

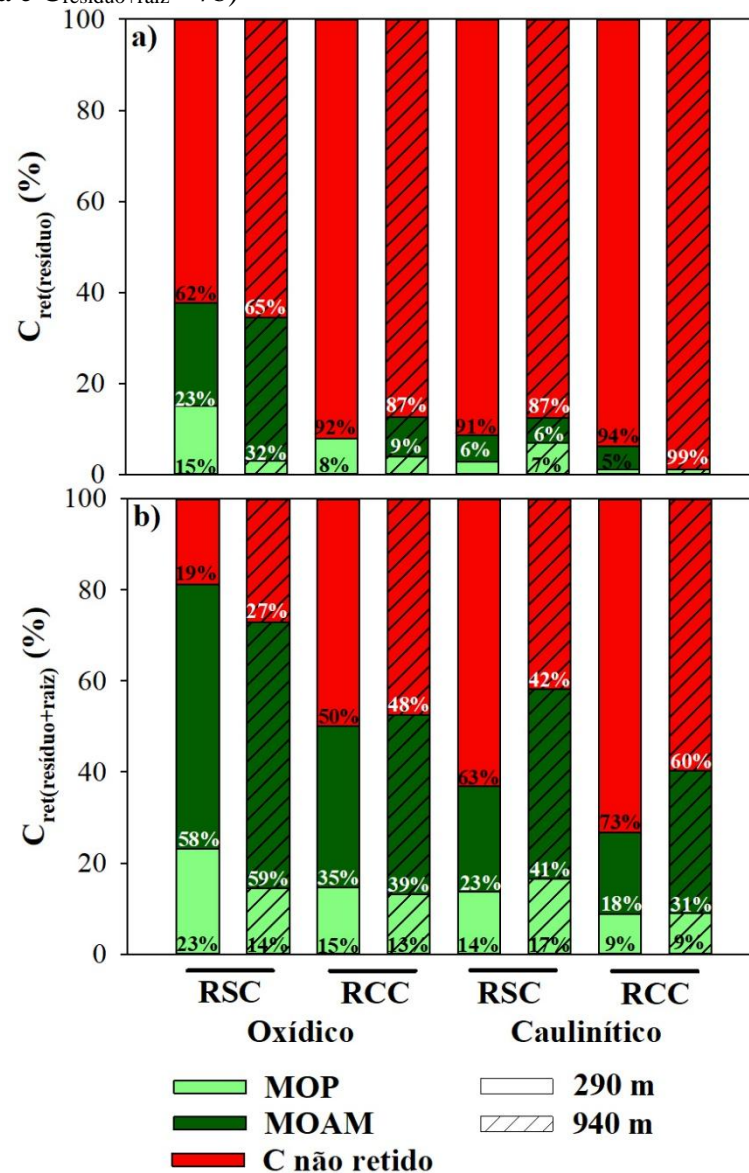
casca resultou em aumento de 6 % na proporção de C_{nativo} comparado a média de SR e RSC. Em contrapartida, a remoção da casca (RSC) resultou em aumento de 32,9 % na proporção de $C_{\text{eucalipto}}$ em relação a média de SR e RCC na fração MOAM.

3.4 Eficiência de formação da MOS

A eficiência de formação da MOP e MOAM foi maior quando o C da decomposição dos resíduos da colheita foi combinado com o C das raízes finas do eucalipto (Figura 7). Quando apenas o $C_{\text{resíduo}}$ foi considerado, a eficiência variou de 1 % a 15 % para MOP e de 0 % a 32 % para MOAM (Figura 7a). No entanto, ao incluir o $C_{\text{resíduo+raiz}}$, a eficiência de formação da MOS aumentou substancialmente, variando de 9 % a 23 % para MOP e de 18 % a 58 % para MOAM (Figura 7b). A presença das raízes finas do eucalipto aumentou a eficiência de formação da MOP e MOAM em 9 e 27 p.p. respectivamente. Adicionalmente, o C não retido nas frações da MOS reduziu 37 p.p (média do manejo de resíduos da colheita, mineralogia do solo e altitude) quando o C da decomposição dos resíduos da colheita foi combinado com o C das raízes finas do eucalipto (Figura 7).

A eficiência de formação da MOP e MOAM ($C_{\text{resíduo}}$ e $C_{\text{resíduo+raiz}}$), variou com as altitudes, mineralogias e manejos estudados, porém, a diferença relativa entre os níveis desses fatores, em geral, não foi tão grande ou foram semelhantes (i.e., 290 m vs 940 m de altitude; oxídico vs caulínítico; RSC vs RCC). Algumas exceções à essa tendência foram observadas para solo oxídico e RSC na fração MOP ($C_{\text{resíduo}}$ e $C_{\text{resíduo+raiz}}$), com maior eficiência de formação observada na altitude de 290 m. No mesmo solo e manejo, na fração MOAM ($C_{\text{resíduo}}$), a eficiência de formação foi maior na altitude de 940 m vs 290 m (i.e., 32 % a 940 m e 23% a 290 m). Outro exemplo, aconteceu para solo oxídico e RCC, onde a maior eficiência de formação de MOAM ($C_{\text{resíduo}}$) foi observada na altitude de 940 m (i.e., 0 % a 290 m de altitude e 9 % a 940 m de altitude). De maneira inversa, no solo caulínítico e RCC, a maior eficiência de formação de MOAM ($C_{\text{resíduo}}$) aconteceu no local de menor altitude (i.e., 5 % a 290 m de altitude e 0 % a 940 m de altitude). Para a fração $C_{\text{resíduo+raiz}}$, observou-se uma tendência de maior eficiência na formação de MOAM em solo caulínítico na altitude de 940 m, tanto para o manejo RSC quanto para o RCC. Especificamente, a eficiência foi de 23 % a 290 m e 42 % a 940 m no RSC, e de 18 % a 290 m e 31 % a 940 m no RCC. Além disso, a perda de carbono foi mais acentuada no local de menor altitude: 63 % no RSC e 73 % no RCC a 290 m, comparados a 42 % e 60 % a 940 m, respectivamente.

Figura 7 - Porcentagem do C derivado do eucalipto retido e não retido (C_{ret}) nas frações da MOS ($C_{resíduo}$ - 7a e $C_{resíduo+raiz}$ - 7b)



Porções verdes correspondem a eficiência de formação da MOP e da MOAM com o C derivado do resíduo da colheita que decompôs (30 ou 33 meses após o início do experimento), estando associado ou não ao C derivado das raízes. O carbono não retido (vermelho) representa a porcentagem de C do eucalipto que não foi estabilizada nas frações da MOS, portanto, foi perdido (e.g., na forma de CO_2 para a atmosfera e lixiviação). Porcentagens menores que 5 % não foram apresentadas nos gráficos. Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico ou Solo caulinitico. Altitudes acima do nível do mar onde estão localizados os experimentos: a 290 ou 940 m. **Fonte:** elaboração própria.

3.5 Alteração nos estoques de C da MOS

Os dados de ΔC_{total} da MOP e MOAM, em geral, indicam que a altitude exerceu influência sobre o incremento ou perda dos estoques totais de C do solo ($p < 0,10$; Figuras 8a e 8b), exceto para os tratamentos com solo caulinitico, nos manejos SR e RCC ($p > 0,10$). Os maiores incrementos nos estoques de C_{total} -MOP ocorreram a 940 m de altitude comparado ao local de menor altitude, para solo oxídico (em todos os manejos) e caulinitico (em RSC)

($p < 0,10$; Figura 8a). O incremento médio do estoque de $C_{\text{total-MOP}}$ foi 92 % e 70 % maior na altitude de 940 m em relação à 290 m, para solo oxídico e caulínítico, respectivamente. No compartimento $C_{\text{total-MOAM}}$, no geral, as perdas nos estoques de C se restringiram ao local de menor altitude, enquanto incrementos de C foram observados no local de maior altitude (Figura 8b). Para o solo oxídico, em média, a redução no estoque de $C_{\text{total-MOAM}}$ foi de $9,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ na altitude de 290 m e o incremento à 940 m foi de $7,3 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por outro lado, para solo caulínítico, tanto a perda à 290 m de altitude quanto o incremento à 940 m de altitude, do estoque de $C_{\text{total-MOAM}}$ aconteceram em menor magnitude comparado ao solo oxídico (i.e., $+1,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ a 940 m de altitude e $-1,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ a 290 m de altitude).

A influência da mineralogia do solo sobre $C_{\text{total-MOP}}$ ocorreu principalmente na altitude de 940 m. Os incrementos dos estoques de $C_{\text{total-MOP}}$ foram 55 % e 110 % maior para solo oxídico comparado ao caulínítico nos manejos SR e RSC, respectivamente. Na altitude de 290 m, apenas para o manejo SR foi observado efeito da mineralogia do solo, com perda de $C_{\text{total-MOP}}$ (i.e., $-0,8 \text{ Mg ha}^{-1}$) para solo oxídico e incremento para solo caulínítico (i.e., $+0,6 \text{ Mg ha}^{-1}$). No compartimento $C_{\text{total-MOAM}}$, de maneira geral, houve redução nos estoques de C nos dois solos estudados, no local de menor altitude, exceto no tratamento solo caulínítico e RCC, que exibiu incremento de $0,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ (Figura 8b). Na altitude de 290 m, a magnitude da perda de C foi maior no solo oxídico ($-9,4 \text{ Mg ha}^{-1}$) em comparação ao solo caulínítico ($-1,8 \text{ Mg ha}^{-1}$). Por outro lado, a 940 m, o incremento dos estoques de $C_{\text{total-MOAM}}$ foi mais expressivo no solo oxídico ($+7,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) em relação ao caulínítico ($+1,7 \text{ Mg ha}^{-1}$).

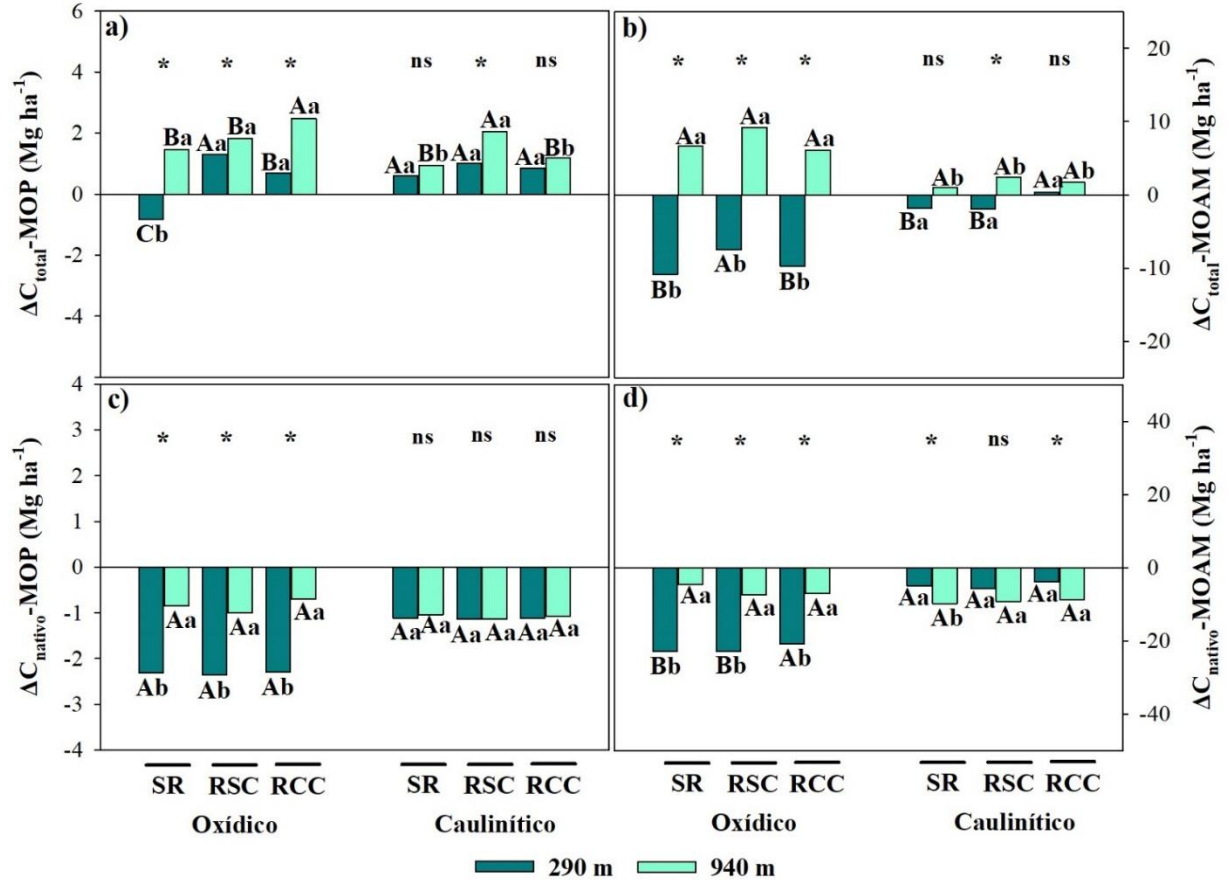
Em geral, a aplicação dos resíduos da colheita de eucalipto resultou em incrementos maiores de $C_{\text{total-MOP}}$ e $C_{\text{total-MOAM}}$, bem como reduziu perdas de $C_{\text{total-MOAM}}$ no local de menor altitude. Na fração MOP, os tratamentos com aplicação de resíduos diferiram do controle SR, principalmente na altitude de 940 m para ambos os solos avaliados ($p < 0,10$; Figura 8a). Por outro lado, no compartimento MOAM, a diferença entre o tratamento SR e aqueles com aplicação de resíduos sobre $C_{\text{total-MOAM}}$ se restringiu ao local de menor altitude ($p < 0,10$; Figura 8b). Quanto ao efeito da manutenção ou remoção da casca sobre os estoques de $C_{\text{total-MOP}}$ e $C_{\text{total-MOAM}}$ não foi possível observar uma tendência clara. As respostas nos estoques de C variaram em função das diferentes altitudes e mineralogias estudadas. Por exemplo, na altitude de 940 m foi observado efeito positivo para o compartimento $C_{\text{total-MOP}}$, tanto da presença quanto na ausência da casca, para os solos oxídicos e caulíníticos, respectivamente ($p < 0,10$; Figura 8a).

Os resultados de ΔC_{nativo} da MOP e MOAM, indicam que a altitude exerceu influência sobre a magnitude das perdas dos estoques de C preexistente, principalmente para solo oxídico ($p < 0,10$; Figuras 8c e 8d). Para solo caulínítico, a influência da altitude ficou restrita ao compartimento $\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$ nos manejos SR e RCC ($p < 0,10$; Figura 8d). No solo oxídico, a perda dos estoques de C_{nativo} (MOP e MOAM) foram maiores na altitude de 290 m comparado a 940 m em todos os manejos estudados. Em média, a redução do estoque de C_{nativo} foi de 1,5 Mg ha^{-1} ($C_{\text{nativo-MOP}}$) e 15,9 Mg ha^{-1} ($C_{\text{nativo-MOAM}}$) superior na altitude de 290 m em comparação com a altitude de 940 m. No solo caulínítico, a redução no estoque de $C_{\text{nativo-MOP}}$ foi semelhante nas duas altitudes estudadas (i.e., -1,12 Mg ha^{-1} a 290 m e -1,08 Mg ha^{-1} a 940 m de altitude). Em contraste, no compartimento MOAM, a perda de C_{nativo} foi maior no local de maior altitude (i.e., -4,8 Mg ha^{-1} a 290 m e -9,3 Mg ha^{-1} a 940 m de altitude).

De modo geral, a mineralogia do solo exerceu influência sobre a magnitude das perdas dos estoques de C_{nativo} , tanto da MOP quanto da MOAM no local de menor altitude ($p < 0,10$; Figuras 8c e 8d). No compartimento $C_{\text{nativo-MOP}}$, as reduções nos estoques de C_{nativo} foram mais intensas em solo oxídico comparado ao caulínítico na altitude de 290 m (i.e., -2,3 Mg ha^{-1} no solo oxídico e -1,1 Mg ha^{-1} no solo caulínítico). Na fração MOAM, a perda do estoque de C_{nativo} também foi maior para solo oxídico comparado ao caulínítico no local de menor altitude (i.e., -22 Mg ha^{-1} no solo oxídico e -4,8 Mg ha^{-1} no solo caulínítico). Em contraste, no local de maior altitude, não foram observadas diferenças estatísticas nas perdas de $C_{\text{nativo-MOP}}$ entre as mineralogias em todos os manejos. No compartimento MOAM, a perda de C_{nativo} só variou entre os solos no manejo SR, com a depleção sendo menor no solo oxídico comparado ao solo caulínítico (i.e., -6 Mg ha^{-1} no solo oxídico e -9 Mg ha^{-1} no solo caulínítico).

Em relação ao manejo de resíduos, em geral, não houve diferença entre remover ou manter os resíduos da colheita de eucalipto para ΔC_{nativo} ($p > 0,10$; MOP e MOAM) nos dois locais e solos estudados, exceto para solo oxídico na altitude de 290 m. Neste caso, o menor decréscimo no estoque de $C_{\text{nativo-MOAM}}$ aconteceu no manejo RCC ($p < 0,10$; Figura 8d).

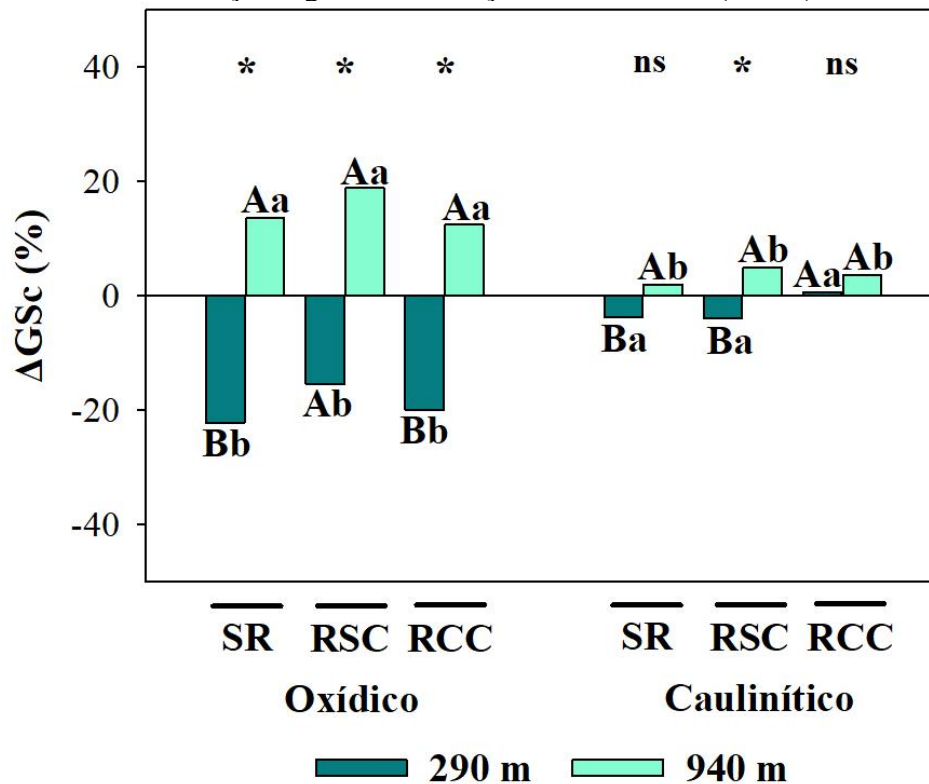
Figura 8 - Média da mudança nos estoques totais de C-MOP (8a; $\Delta C_{\text{total-MOP}}$) e de C-MOAM (8b; $\Delta C_{\text{total-MOAM}}$). Média da mudança na MOS nativa da MOP (7c; $\Delta C_{\text{nativo-MOP}}$) e da MOAM (7d; $\Delta C_{\text{nativo-MOAM}}$)



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita florestal em cada mineralogia de solo e altitude. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita florestal e altitude. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). A comparação de cada tratamento entre os experimentos (altitude 290 e 940 m) é representada por “*” quando $p \leq 0,10$ e “ns” quando $p > 0,10$ (teste SNK). Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxidico ou Solo caulinitico. Altitudes acima do nível do mar onde estão localizados os experimentos: a 290 ou 940 m. **Fonte:** elaboração própria.

3.6 Alteração no grau de saturação de C do solo

A altitude influenciou o ΔGSc , especialmente no solo oxidico sob os três manejos estudados e no solo caulinitico sob o manejo RSC ($p < 0,10$; Figura 8). No solo oxidico, o GSc aumentou 15 % na maior altitude e diminuiu 19 % na menor. Já no solo caulinitico, sob o manejo RSC, o GSc apresentou um acréscimo de 5 % na maior altitude, enquanto na menor houve uma redução de 4 %.

Figura 9 - Média da mudança no grau de saturação de C-MOAM (ΔGSc).

Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo de resíduos da colheita florestal em cada mineralogia de solo e altitude. Letras minúsculas comparam os níveis de mineralogia do solo em cada manejo de resíduos da colheita florestal e altitude. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). A comparação de cada tratamento entre os experimentos (altitude 290 e 940 m) é representada por “*” quando $p \leq 0,10$ e “ns” quando $p > 0,10$ (teste SNK). Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC. Solo oxídico ou Solo caulínítico. Altitudes acima do nível do mar onde estão localizados os experimentos: a 290 ou 940 m. **Fonte:** elaboração própria.

A mineralogia do solo influenciou o ΔGSc nos locais e manejos estudados ($p < 0,10$). De maneira geral, na altitude de 290 m houve redução no GSc em ambos os solos e manejos de resíduos da colheita, exceto no tratamento solo caulínítico e RCC, que exibiu aumento de 1 % no GSc do solo. No local de menor altitude, a redução no GSc foi maior para solo oxídico (i.e., -19 %) comparado ao solo caulínítico (i.e., -4 %). Por outro lado, na região de maior altitude foi o solo oxídico que exibiu maior incremento no GSc do solo (i.e., +15 %) em contraste ao solo caulínítico (i.e., +4 %).

Em geral, a aplicação de resíduo de eucalipto exerceu influência sobre o ΔGSc apenas na altitude de 290 m (Figura 9; $p < 0,10$), com decréscimo em todos os tratamentos, exceto em RCC no solo caulínítico. Para solo oxídico, o RSC minimizou a diminuição no GSc ($p < 0,10$). Em contrapartida, para solo caulínítico, o RCC resultou em um discreto aumento no GSc (i.e., +1 %) comparado as reduções observadas no SR e RSC (i.e., -4 %).

4. Discussão

4.1 Efeito da altitude no armazenamento de C nas frações da MOS

A altitude exerce papel fundamental no armazenamento de C do solo, influenciando diretamente as frações da MOS (MOP e MOAM). As variações climáticas associadas à altitude, como a redução da temperatura e da precipitação, impactam os processos biogeoquímicos no solo, modulando a atividade microbiana e a dinâmica do C. A menor temperatura e precipitação em altitudes mais elevadas podem diminuir a taxa de decomposição da MOS, aumentando sua estabilidade e o acúmulo de C no solo. No presente estudo, isolando-se os efeitos da mineralogia e do manejo de resíduos da colheita, observou-se que os estoques de C (MOP e MOAM) foram superiores a 940 m em comparação a 290 m, indicando que fatores climáticos foram preponderantes para o incremento da MOS em maiores altitudes (Figuras 8 e 9).

Esse comportamento corrobora achados anteriores no Vale do Rio Doce (Lima et al., 2006, 2008), que associaram maiores estoques de MOS a ambientes de maior altitude, justificando essa tendência pelas diferenças de mineralogia, teor de argila e clima. No entanto, ao manter constante esses fatores, o presente estudo evidenciou que as variações climáticas, inerentes à altitude, foram determinantes para reduzir a decomposição da MOS e preservar o C nativo, especialmente no solo oxidico. A limitação metabólica microbiana, provocada pelas condições climáticas mais restritivas de temperatura e umidade, pode ser o principal mecanismo por trás da maior persistência do C no solo (Cotrufo & Lavelle, 2022) em altitudes mais elevadas.

No solo oxidico, a altitude de 940 m proporcionou maiores estoques de C_{total} e incremento no GSc do solo, ao passo que a 290 m observou-se perdas expressivas de $C_{total} - MOAM$ (Figuras 8 e 9). Curiosamente, a eficiência de formação da MOS e a taxa de decomposição do RC não apresentaram variação expressiva entre as altitudes (Tabela 5 e Figura 7), reforçando que a menor perda de C_{nativo} foi o fator mais importante para o acúmulo de MOS em maior altitude. Adicionalmente, mesmo sem diferenças na entrada de $C_{eucalipto}$ na MOAM entre as altitudes, o maior armazenamento de $C_{eucalipto}$ na fração MOP a 940 m (Figura 7a) reforça o papel do ambiente climático em modular a persistência da MOS. Esses achados são consistentes com a literatura que aponta a influência da altitude na limitação da atividade microbiana e na redução das emissões de CO_2 a partir da MOS (Choudhury et al., 2016; Tsozué et al., 2019).

No solo caulínico, o efeito da altitude sobre os estoques de C foi menos pronunciado. Observou-se maior armazenamento de $C_{eucalipto}$ e maior perda de C_{nativo} na MOAM a 940 m

(Figuras 7b e 7d), mas sem diferença significativa nos incrementos totais de MOP e MOAM entre as altitudes, exceto sob o manejo RSC. A caulinita, por apresentar menor área superficial específica e densidade de cargas (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015), pode demandar maior tempo de contato entre moléculas orgânicas e superfícies minerais para formar associações estáveis. Em altitudes elevadas, com menor precipitação, a menor lâmina de água ao redor das partículas do solo poderia favorecer esse tempo de contato, beneficiando a estabilização de C (Ewis et al., 2022). A maior entrada de $C_{\text{eucalipto}}$ a 940 m, entretanto, também pode ter desestabilizado o C_{nativo} via efeito *priming* (Kuzyakov, 2010), promovendo sua mineralização.

O manejo RSC, que consiste na remoção da casca dos resíduos, evidenciou um efeito positivo no armazenamento de C, principalmente no solo caulínítico a 940 m. A retirada da casca favorece a transferência de C do resíduo para a MOP porque a casca apresenta características físicas e químicas que limitam sua decomposição, como elevada lignificação e baixa relação C/N (Souza et al., 2020). Sem a barreira estrutural da casca, o material vegetal torna-se mais acessível aos microrganismos, acelerando sua decomposição e a liberação de compostos orgânicos que podem ser rapidamente incorporados à MOS, especialmente à fração particulada (MOP). Portanto, é possível que a remoção da casca potencialize a dinâmica de formação de MOS, particularmente em condições de menor umidade e maior contato entre resíduo e partículas minerais, como observado na altitude de 940 m.

4.2 Efeito da mineralogia do solo no armazenamento de C nas frações da MOS

Os componentes da matriz mineral do solo (i.e., mineralogia oxídica ou caulínítica) se mostraram importante para explicar as variações nos estoques de C das frações da MOS quando fixado os efeitos da altitude e do manejo de RC (Figuras 8 e 9). O mecanismo de estabilização químico da MOS é resultado de interações de superfície e ligações de natureza físico-química entre o componente orgânico e o mineral (Kleber et al., 2015; Six et al., 2002). Essas associações argilo-orgânicas são importantes na estabilização do C no solo (Li et al., 2023), e devem variar com o tipo de componentes da matriz mineral do solo e suas características (Feller & Beare, 1997; Six et al., 2002; Torn et al., 1997).

Na altitude de 940 m, o solo oxídico apresentou incrementos maiores no estoque de C_{total} (MOP e MOAM) e G_{Sc} em relação ao solo caulínítico (Figuras 8 e 9). Contudo, o armazenamento de $C_{\text{eucalipto}}$ e as perdas de C_{nativo} foram semelhantes nos dois solos (Figuras 6 e 8). Embora, a entrada de $C_{\text{eucalipto}}$ e as perdas de C_{nativo} tenham sido estatisticamente iguais (30

meses após o início do experimento), os valores absolutos da fração MOAM mostram que houve armazenamento de $2,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ de $C_{\text{eucalipto}}$ a mais no solo oxídico comparado ao solo caulínítico. Esse valor representa 24 % do total de $C_{\text{eucalipto}}$ estocado na MOAM do solo caulínítico. Também foi observado que a perda de C_{nativo} foi $3,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ menor para o solo oxídico em relação ao caulínítico. Esses valores absolutos de entrada e saída de C nos estoques de MOS determinaram os maiores incrementos de C_{total} e GSc observado em solo oxídico no local de maior altitude. Adicionalmente, a eficiência de formação de MOAM ($C_{\text{resíduo+raiz}}$) foi ligeiramente maior no solo oxídico (i.e., OX= 58 % e CT= 42 % no manejo RSC e OX= 39 % e CT= 31 % no manejo RCC; 940 m; Figura 7).

O solo oxídico desta pesquisa foi classificado como gibbsítico (i.e., óxido de Al), de acordo com os valores dos índices k_i e k_r (Tabela 2). A gibbsita é composta apenas por lâminas octaédricas de Al (o qual ocupa a posição central dos octaedros), enquanto a caulinita é formada por lâminas tetraédricas (Si) e octaédricas (Al), empilhadas alternadamente e unidas por ligações de H que impedem a expansão da argila quando umedecida (Brady & Weil, 2013; Sweegers et al., 2002). Essa diferenciação confere maior estabilidade estrutural à caulinita, formando placas mais resistentes em comparação com a gibbsita (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Isso se reflete no maior TP e na menor ASE da caulinita em relação à gibbsita (i.e., TP= 0,1 a $5 \mu\text{m}$ e ASE= 5 a $30 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ para caulinita; TP= $<0,1 \mu\text{m}$ e ASE= 13 a $48 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ para gibbsita) (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Consequentemente, o filossilicato normalmente exibe menor reatividade que o hidróxido de Al (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Outro aspecto é que as cargas na superfície da gibbsita e da caulinita são geradas principalmente por reações de (des)protonação de grupos OH superficiais ligados ao Al, logo, variam com o pH do solo (Kleber et al., 2015). Desta forma, as ligações argilo-orgânicas tanto para gibbsita quanto para caulinita são fortemente controladas pela quantidade de grupos OH coordenados a um único Al estrutural (Kleber et al., 2015). A quantidade desses grupos reativos em um determinado mineral, depende de sua densidade nas faces individuais do cristal e, portanto, da forma do cristal (Kleber et al., 2015). Na caulinita, os grupos Al-OH estão localizados nas bordas das lâminas octaédricas, enquanto na gibbsita, esses grupos estão distribuídos por toda a superfície do óxido (Brady & Weil, 2013; Melo & Wypych, 2019).

Consequentemente, esses minerais possuem propriedades químicas distintas que afetam sua capacidade de estabelecer ligações argilo-orgânicas. Por exemplo, a literatura indica que a gibbsita apresenta valores mais altos de PCZ em comparação à caulinita (i.e., PCZ = 2,7 a 3,2 para caulinita; PCZ = 9,9 para gibbsita) (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Isso significa

que, em valores de pH comuns em solos tropicais, a gibbsita tende a expressar cargas predominantemente positivas, que podem favorecer a formação de associações argilo-orgânicas (Brady & Weil, 2013; Kleber et al., 2015). Embora o aspecto da reatividade desses minerais não tenha sido medida na presente pesquisa, com base nas informações da literatura mencionadas acima, é possível explicar, ao menos em parte, a maior retenção de C novo (em valores absolutos) no solo oxídico comparado ao caulínico, conforme observado nos resultados.

No local de maior altitude também foi observado maior perda de C_{nativo} no compartimento MOAM do solo caulínico em comparação ao oxídico apenas para o manejo SR (Figura 8d). Nesse tratamento houve grande contribuição de C derivado das raízes para a MOS (i.e., 10,8 Mg ha⁻¹; Figura 7b). A remoção do RC resulta na exportação e consequente diminuição das concentrações de nutrientes no solo (Chen et al., 2023). Portanto, o resultado observado pode ser indicativo de que na ausência de RC, as raízes finas estimularam efeito *priming* rizosférico positivo (EPR), com aumento da mineralização da MOS nativa para promover a liberação de nutrientes, principalmente N e P (Adamczyk et al., 2019; Dijkstra et al., 2009; Valadares et al., 2020). A magnitude do EPR pode variar de 380 a 50 % de aumento ou redução, respectivamente, em comparação com a respiração basal de solos sem raízes (Cheng et al., 2014). Nesse sentido, o EPR pode ser um importante impulsionador da mineralização da MOS preexistente e deve ser considerado na gestão dos sistemas silviculturais (Cheng et al., 2014). Nesse contexto, os resultados aqui reportados sugerem que a manutenção dos RC sobre solo caulínico contribui para minimizar a redução nos estoques de C do solo.

Na região de menor altitude, tanto o armazenamento de $C_{\text{eucalipto}}$ quanto a perda nos estoques de C_{total} e C_{nativo} (MOP e MOAM) foram maiores no solo oxídico em comparação ao caulínico (Figuras 6 e 8). Como discutido anteriormente, essa região apresenta condições climáticas favoráveis à perda de C do solo, como maior temperatura e precipitação, que favorecem a mineralização da MOS pela atividade microbiana, a liberação de compostos solúveis em água e a lixiviação de C (Choudhury et al., 2016; Cotrufo & Lavelle, 2022; Tsozué et al., 2019). No entanto, esses efeitos não foram medidos diretamente na presente pesquisa.

A perda por lixiviação de carbono orgânico dissolvido foi anteriormente quantificada em solos florestais (com teores de 4,3 a 14,2 dag kg⁻¹ de argila), correspondendo a 8-23 % das perdas totais do novo C do solo em um período de um ano (Hagedorn et al., 2003). No presente estudo, os valores iniciais de C armazenado nos compartimentos da MOS eram maiores no solo oxídico em comparação ao caulínico (Tabela 3). Assim, em condições climáticas propícias à

perda de C, espera-se que o solo oxídico seja mais responsivo a esse processo. Outra possibilidade que não deve ser descartada é a ocorrência de um efeito *priming* positivo, causado pela maior entrada de C proveniente do material fresco derivado do RC (Kuzyakov, 2010). Quanto ao maior armazenamento de $C_{\text{eucalipto}}$ no solo oxídico em relação ao caulinítico, esse resultado pode ser, ao menos em parte, atribuído à maior reatividade da gibbsita, predominante no solo oxídico avaliado (Brady & Weil, 2013).

4.3 Efeito do aporte de C via resíduos da colheita e raízes de eucalipto para o armazenamento de C na MOS

A manutenção do RC foi determinante para elevar e incrementar os estoques de C e N, e para aumentar o armazenamento de $C_{\text{eucalipto}}$ quando fixado os demais fatores, principalmente na fração MOP (Figura 6, 7 e 9). O compartimento MOP é formado principalmente a partir da fragmentação e transformação de resíduos estruturais derivados de plantas e animais, apresenta maior complexidade comparado a MOAM e possui tempo de ciclagem mais rápido, por isso costuma ser mais responsivo ao manejo (Cotrufo & Lavelle, 2022; Lavelle et al., 2020).

A remoção do RC resultou em decréscimos maiores dos estoques de C da MOS comparado aos demais manejos (e.g., -10,8 e -1,8 Mg ha⁻¹ no compartimento $C_{\text{total-MOAM}}$, à 290 m de altitude, para OX e CT, respectivamente). Além disso, com a remoção do RC o incremento de $C_{\text{total-MOP}}$ foi 70 % (solo oxídico) e 119 % (solo caulinítico) menor em relação a manutenção do RC com e sem casca, respectivamente, na altitude de 940 m. Esses resultados sugerem impacto negativo na MOS quando o RC é removido do campo. Semelhante ao comportamento observado no presente estudo, reduções da ordem de 130 % em $C_{\text{total-MOP}}$ e de 20 % em $C_{\text{total-MOAM}}$ foram relatados na literatura em função da remoção do RC de eucalipto (Ferreira et al., 2021).

O impacto negativo da remoção do RC de eucalipto sobre as frações da MOS vem sendo documentado, o que reforça a necessidade do emprego de manejos mais sustentáveis em sistemas silviculturais (Epron et al., 2015; Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2021; Oliveira et al., 2018; Rocha et al., 2018). A manutenção do RC, por sua vez, tem se mostrado eficaz para conservar ou até aumentar os estoques de MOS em povoamentos de eucalipto (Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2021; Oliveira et al., 2018), o que é essencial, dado que a MOS é um componente fundamental para a produtividade terrestre global (Jackson et al., 2017). Assim, é fundamental adotar manejos que favoreçam a manutenção ou o incremento dos estoques de C do solo, como a retenção do RC no campo.

O efeito da remoção ou manutenção da casca para os estoques de MOS não foi evidente, embora tenha variado em função da altitude e componentes da matriz mineral do solo. Para exemplificar a variabilidade de resposta da MOS em relação à presença da casca, foi observado efeito positivo sobre estoque de $C_{\text{total-MOP}}$ tanto para remoção (i.e., + 94,62 % em solo caulínítico) quanto para manutenção da casca (i.e., + 51,24 % em solo oxídico), na altitude de 940 m. Estes valores foram calculados em relação à média dos outros manejos (Figura 8a). Como a taxa de decomposição do RSC foi maior comparado ao RCC nos dois solos nesta altitude, essa variável não parece estar relacionada aos estoques de MOS observados (Tabela 5). Na altitude de 290 m, observou-se que RSC foi determinante para minimizar a perda de $C_{\text{total-MOAM}}$, enquanto o RCC foi importante para reduzir a perda de C_{nativo} na fração MOAM, ambos em solo oxídico; tendência não observada para solo caulínítico. Neste caso, a taxa de decomposição de RSC foi maior do que RCC para solo oxídico, enquanto no solo caulínítico a taxa de decomposição foi maior no manejo RCC (Tabela 5). Desta forma, não foi possível definir com exatidão, o efeito da casca sobre os estoques de MOS nesta pesquisa.

A dificuldade em estabelecer uma relação direta entre quantidade de material orgânico adicionado ao solo e a formação de nova MOS já foi observada em pesquisas de campo anteriores (Lajtha et al., 2014). Estudos prévios encontraram efeito positivo da retenção da casca, com aumento de $C_{\text{total-MOP}}$ em até 37 % na camada de 0-1 cm (Oliveira et al., 2021). É difícil determinar a causa do baixo efeito da manutenção da casca nas frações da MOS (Souza et al., 2020), visto que o aporte de C é substancialmente maior quando a casca é mantida no campo (Tabela 4). Contudo, atualmente é amplamente reconhecido que a incorporação de C na MOS não é linearmente relacionada às entradas, porém, o armazenamento de MOS tende a diminuir quando todo o resíduo é removido (James e Harrison, 2016; Noormets et al., 2015; Souza et al., 2020; Wan et al., 2018; Cotrufo e Lavelle et al., 2021). Outro aspecto importante é a conhecida recalcitrância bioquímica da casca, que por ser mais lignificada (Ferreira et al., 2016; Lima et al., 2013; Oliveira et al., 2021), pode ser relativamente mais difícil de degradar pelos microrganismos e poderia favorecer a formação de MOS. Entretanto, atualmente é bem aceito que todas as estruturas poliméricas podem ser gradativamente quebradas por enzimas até serem reduzidas a monômeros solúveis, que podem ser assimilados e metabolizados pela biota do solo ou protegidos em associações argilo-orgânicas (Kleber et al., 2015; Lehmann & Kleber, 2015). Recentemente, estimou-se que o compartimento MOAM é formado em média de 34 a 47 % de contribuições microbianas (Chang et al., 2023).

Além da importante participação dos RC de eucalipto na construção dos estoques de MOS, o aporte de C via raízes finas e vivas do eucalipto contribuíram substancialmente para a retenção de C nos compartimentos MOP (i.e., 1,88 Mg ha⁻¹) e MOAM (i.e., 9,29 Mg ha⁻¹). A eficiência de formação da MOS quando o C das raízes foi incluído atingiu valores máximos de 23 % na fração MOP e 58 % na MOAM. Adicionalmente, a presença das raízes finas do eucalipto aumentou a eficiência de formação da MOP e MOAM, em média, 9 e 27 p.p. respectivamente. São encontrados na literatura valores de produção de raízes finas e taxa de renovação de 2,42 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e 3,43 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, para povoamento de eucalipto no Brasil (Jourdan et al., 2008). Recentemente, outra pesquisa quantificou que em plantio de eucalipto, as raízes fixaram C a uma taxa de 2,71 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Pegoraro et al., 2022). As contribuições do C das raízes para os estoques de C do solo são atribuídos à proximidade entre os compostos aportados e os minerais do solo, que controlam os mecanismos de proteção e estabilização da MOS (Lavallee et al., 2018). No entanto, apesar das entradas consideráveis de C via raízes finas na MOS, principalmente na MOAM, apenas no local de maior altitude esse C se refletiu em aumento no GSc do solo (Figura 9). Esse resultado pode ser indicativo de que o impacto positivo das raízes sobre a formação e armazenamento de C na MOS pode estar vinculado à altitude e sua relação com fatores climáticos (i.e., temperatura e precipitação).

5 Conclusões

A altitude foi o principal fator controlador do armazenamento de C do solo no Vale do Rio Doce ao término dos experimentos. Os maiores estoques de MOS, encontrados nas regiões de maior altitude, resultaram da menor perda de C preexistente e, em menor medida, da decomposição dos resíduos da colheita e da entrada de C derivado do eucalipto. Nas regiões de menor altitude, os menores estoques de MOS observados devem-se à intensa mineralização da MOS e consequente perda de C nativo. Assim, a persistência da MOS está intimamente associada a fatores climáticos, como temperatura e precipitação, que variam em função da altitude. Dessa forma, as mudanças climáticas podem desencadear reduções consideráveis nos estoques de C do solo, além de favorecer a emissão de CO₂ para a atmosfera.

Os componentes da matriz mineral do solo (i.e., mineralogia oxídica ou caulínica) mostraram-se importantes para explicar a variação nos estoques de C do solo, quando fixados os efeitos da altitude e do manejo dos resíduos da colheita de eucalipto. O solo oxídico armazenou mais C derivado do eucalipto e perdeu menos C preexistente, especialmente sob regime climático de menor temperatura e precipitação (maior altitude). Em contraste, o solo caulínico demonstrou ser mais suscetível à perda de MOS em função da entrada de C fresco no solo, especialmente pelas raízes. Portanto, solos caulínicos podem ser mais sensíveis ao manejo de resíduos de colheita de eucalipto, principalmente quando os resíduos são removidos do campo.

O resíduo da colheita florestal e as raízes finas de eucalipto foram importantes fontes de C para a formação de novos compartimentos da MOS durante o experimento. A manutenção dos resíduos da colheita no campo foi determinante para manter e/ou incrementar os estoques de MOS, visando garantir sistemas silviculturais mais sustentáveis e produtivos. Não foi possível determinar com exatidão o papel da casca no armazenamento de C no solo. Por outro lado, o C derivado das raízes mostrou-se relevante para os estoques de MOS, e a efetividade de sua contribuição para a MOAM esteve vinculada à altitude, bem como às variações de temperatura e precipitação.

6 Referências

- ADAMCZYK, Bartosz *et al.* Plant roots increase both decomposition and stable organic matter formation in boreal forest soil. *Nature Communications*, v. 10, n. 1, 4 set. 2019.
- AUSTIN, Amy T.; VITOUSEK, Peter M. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawaii. *Journal of Ecology*, v. 88, n. 1, p. 129–138, 24 fev. 2000.
- BANZATO, D. A.; KRONKA, S. D. *Experimentação Agrícola*. 4. ed. [S.l.]: Funep, 2013.
- BRADY, Nyle C.; WEIL, Ray R. Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos. *In: LEPSCH, Igo Fernando (Org.). Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. p. 686.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.
- CHANG, Yi *et al.* A stoichiometric approach to estimate sources of mineral-associated soil organic matter. *Global Change Biology*, v. 30, n. 1, p. 1–14, 9 jan. 2023.
- CHEN, Chen *et al.* Decomposition of harvest residues and soil chemical properties in a *Eucalyptus urophylla* × *grandis* plantation under different residue management practices in southern China. *Forest Ecology and Management*, v. 529, 1 fev. 2023.
- CHENG, Weixin *et al.* Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist*, v. 201, n. 1, p. 31–44, jan. 2014.
- CHOUDHURY, Burhan U. *et al.* Impact of Land Uses, Agrophysical Variables and Altitudinal Gradient on Soil Organic Carbon Concentration of North-Eastern Himalayan Region of India. *Land Degradation & Development*, v. 27, n. 4, p. 1163–1174, 13 maio 2016.
- COTRUFO, Francesca M. *et al.* In-N-Out: A hierarchical framework to understand and predict soil carbon storage and nitrogen recycling. *Global Change Biology*, v. 27, n. 19, p. 4465–4468, 3 out. 2021.
- COTRUFO, Francesca M.; LAVALLEE, Jocelyn M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *In: SPARKS, Donald (Org.). Advances in Agronomy*. Newark: [S.n.]. v. 172 p. 1–66.
- COTRUFO, M. Francesca; LAVALLEE, Jocelyn M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *In: SPARKS, Donald L. (Org.). Advances in Agronomy*. [S.l.: S.n.]. v. 172 p. 1–66.
- DIJKSTRA, Feike A. *et al.* Does accelerated soil organic matter decomposition in the presence of plants increase plant N availability? *Soil Biology and Biochemistry*, v. 41, n. 6, p. 1080–1087, jun. 2009.

EPRON, Daniel *et al.* Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 85, p. 183–189, 1 jun. 2015.

EWIS, Dina *et al.* Adsorption of organic water pollutants by clays and clay minerals composites: A comprehensive review. *Applied Clay Science*, v. 229, nov. 2022.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, v. 79, p. 69–116, 1997.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 370, p. 1–11, 15 jun. 2016.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Retaining eucalyptus harvest residues promotes different pathways for particulate and mineral-associated organic matter. *Ecosphere*, v. 12, n. 3, 1 mar. 2021.

GATTO, Alcides *et al.* Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 4, p. 1069–1079, ago. 2010.

HAGEDORN, Frank *et al.* The input and fate of new C in two forest soils under elevated CO₂. *Global Change Biology*, v. 9, n. 6, p. 862–872, 29 jun. 2003.

IBA. Relatório Anual 2023. [S.l.: S.n.].

JACKSON, Robert B. *et al.* The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>, v. 48, p. 419–445, 6 nov. 2017.

JAFARZADEH-HAGHIGHI, Amir Hossein *et al.* Preservation of organic matter in soils of a climo-biosequence in the Main Range of Peninsular Malaysia. *Journal of Mountain Science*, v. 14, n. 9, p. 1763–1775, 7 set. 2017.

JAMES, Jason; HARRISON, Rob. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests*, v. 7, n. 12, 2016.

JOURDAN, C. *et al.* Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 3, p. 396–404, 30 jul. 2008.

KLEBER, Markus *et al.* Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, v. 130, p. 1–140, 2015.

KÖGEL-KNABNER, Ingrid *et al.* Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, v. 171, n. 1, p. 61–82, fev. 2008.

KUZYAKOV, Yakov. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 42, n. 9, p. 1363–1371, set. 2010.

LAJTHA, Kate *et al.* Changes to particulate versus mineral-associated soil carbon after 50 years of litter manipulation in forest and prairie experimental ecosystems. *Biogeochemistry*, v. 119, n. 1–3, p. 341–360, 2 jun. 2014.

LAVALLEE, J. M. *et al.* Incorporation of shoot versus root-derived ¹³C and ¹⁵N into mineral-associated organic matter fractions: results of a soil slurry incubation with dual-labelled plant material. *Biogeochemistry*, v. 137, p. 379–393, 2018.

LAVALLEE, Jocelyn M.; SOONG, Jennifer L.; COTRUFO, M. Francesca. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, v. 26, n. 1, p. 261–273, 1 jan. 2020.

LEHMANN, Johannes; KLEBER, Markus. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, Nature Publishing Group, 3 dez. 2015. Acesso em: 14 fev. 2020

LI, Qi *et al.* Interactions between organic matter and Fe oxides at soil micro-interfaces: Quantification, associations, and influencing factors. *Science of the Total Environment*, v. 855, 10 jan. 2023.

LIMA, Augusto M. N. *et al.* Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 235, n. 1–3, p. 219–231, nov. 2006.

LIMA, Augusto Miguel Nascimento *et al.* Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, p. 1053–1063, jun. 2008.

LIMA, Marisa A. *et al.* Effects of pretreatment on morphology, chemical composition and enzymatic digestibility of eucalyptus bark: a potentially valuable source of fermentable sugars for biofuel production – part 1. *Biotechnology for Biofuels*, v. 6, n. 1, 9 dez. 2013.

MELO, Vander de Freitas; WYPYCH, Fernando. Caulinita e Halóisita. *In*: MELO, Vander de Freitas; ALLEONI, Luís Reynaldo Ferracciú (Orgs.). *Química e Mineralogia do Solo: Conceitos Básicos e Aplicações*. 3. ed. Viçosa: SBCS, 2019. v. 1 p. 1–1381.

NOORMETS, A. *et al.* Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management*, v. 355, p. 124–140, 30 dez. 2015.

OLIVEIRA, Fernanda *et al.* Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. *Soil and Tillage Research*, v. 205, 1 jan. 2021.

OLIVEIRA, Fernanda Cristina Caparelli *et al.* Contribution of eucalyptus harvest residues and nitrogen fertilization to carbon stabilization in ultisols of southern bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, 2018a.

OLIVEIRA, Fernanda Cristina Caparelli *et al.* Contribution of Eucalyptus Harvest Residues and Nitrogen Fertilization to Carbon Stabilization in Ultisols of Southern Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, n. 0, 1 fev. 2018b.

OLIVEIRA, Janaína de Moura *et al.* Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. *Regional Environmental Change*, v. 18, n. 1, p. 105–116, 1 jan. 2018c.

OLSON, Jerry S. Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems Author (s): Jerry S. Olson Published by: Ecological Society of America Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/1932179> Your use of the JSTOR archive indicates your acce. America, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. Soil Microbiology and Biochemistry in Perspective. *In: Soil Microbiology and Biochemistry. [S.l.]: Elsevier, 1989. p. 1–10.*

PEGORARO, Rodinei F. *et al.* Carbon Accumulation and Partitioning Above and Belowground under Coppiced and Replanted Eucalypt Plantations. *Forest Science*, v. 68, n. 2, p. 162–171, 18 abr. 2022.

ROCHA, José Henrique Tertulino *et al.* Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. *Forest Ecology and Management*, v. 430, p. 188–195, dez. 2018.

SALOME, Clemence *et al.* Carbon dynamics in topsoil and in subsoil may be controlled by different regulatory mechanisms. *Global Change Biology*, v. 16, n. 1, p. 416–426, 2 jan. 2010.

SANTOS, Humberto Gonçalves *et al.* Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2013.

SILVA, E. Frações da matéria orgânica e decomposição de resíduos da colheita de eucalipto em solos de tabuleiros costeiros da Bahia. *[S.l.: S.n.]*.

SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, v. 241, n. 2, p. 155–176, 2002.

SIX, Johan *et al.* The six rights of how and when to test for soil C saturation. *Soil*, v. 10, n. 1, p. 275–279, 15 abr. 2024.

SOUZA, Ivan Francisco de *et al.* Decomposition of eucalypt harvest residues as affected by management practices, climate and soil properties across southeastern Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 374, p. 186–194, 15 ago. 2016.

SOUZA, Ivan F. *et al.* Potential contribution of eucalypt harvest residues to soil organic carbon in Brazil. *New Forests*, p. 1–22, 2020.

STEWART, Catherine E. *et al.* Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 41, n. 2, p. 357–366, 1 fev. 2009.

SWEEGERS, C. *et al.* Surface topography of gibbsite crystals grown from aqueous sodium aluminate solutions. *Applied Surface Science*, v. 187, n. 3–4, p. 218–234, fev. 2002.

TORN, Margaret *et al.* Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. 1997.

TSOZUÉ, Désiré *et al.* Changes in soil properties and soil organic carbon stocks along an elevation gradient at Mount Bambouto, Central Africa. *CATENA*, v. 175, p. 251–262, abr. 2019.

VALADARES, Rafael *et al.* Rhizosphere microbiological processes and eucalypt nutrition: Synthesis and conceptualization. *Science of The Total Environment*, v. 746, p. 141305, dez. 2020.

WAN, Xiaohua *et al.* Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, v. 408, p. 9–15, 15 jan. 2018.

WARING, Bonnie G. A Meta-analysis of Climatic and Chemical Controls on Leaf Litter Decay Rates in Tropical Forests. *Ecosystems*, v. 15, n. 6, p. 999–1009, 20 set. 2012.

CAPÍTULO 3

Raízes de eucalipto modulam a microbiota rizosférica em resposta ao manejo dos resíduos da colheita

Resumo

A remoção ou manutenção dos resíduos da colheita (RC) de eucalipto altera a dinâmica de nutrientes no solo, podendo influenciar o crescimento radicular e, conseqüentemente, a interação entre plantas e microrganismos na rizosfera. A presença ou ausência de RC, com ou sem casca, representa diferentes disponibilidades de substratos orgânicos, que podem modular a composição e a atividade da comunidade microbiana rizosférica por meio de estímulos promovidos pelas raízes. Plantas de eucalipto são capazes de selecionar e estimular grupos microbianos específicos via exsudação radicular, o que pode afetar processos relacionados à matéria orgânica do solo (MOS) e à disponibilidade de nutrientes. Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi compreender como os estímulos gerados nas raízes das plantas de eucalipto, em resposta a diferentes composições de RC, influenciam a composição, diversidade e atividade microbiana do solo rizosférico, bem como os efeitos resultantes sobre a MOS e a disponibilidade de nutrientes. O experimento foi conduzido em povoamento clonal de eucalipto na região do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Os tratamentos consistiram na combinação de dois fatores: (i) manejo de RC (sem resíduo, resíduo sem ou com casca) e (ii) solo sem (não rizosférico) e com influência do crescimento radicular (rizosférico). Após cinco anos, amostras de solo e raízes finas foram coletadas para análises de fracionamento físico da MOS (matéria orgânica particulada – MOP e matéria orgânica associada aos minerais – MOAM), teores de C e N, atividade enzimática e composição taxonômica microbiana por sequenciamento de DNA (bactérias e archaeas). Os resultados indicaram que o manejo do RC afetou a produção de raízes finas e a deposição de C na rizosfera, influenciando a formação de MOAM e a composição da comunidade bacteriana. A remoção total dos RC aparentemente estimulou uma maior produção de raízes finas, no entanto, esse aumento não se refletiu na elevação do indicador de alteração do C na MOS associado ao crescimento radicular. Ainda assim, observou-se nesse manejo a presença de famílias bacterianas como *Burkholderiaceae* e *Acidobacteriaceae*, associadas à promoção do crescimento vegetal, sugerindo um mecanismo de sinalização por rizodeposição em resposta a uma possível restrição nutricional. A manutenção dos RC, especialmente com a casca, favoreceu o acúmulo de C e N na fração MOAM e aumentou a abundância de determinadas famílias bacterianas. Por outro lado, a remoção da casca prejudicou a composição taxonômica microbiana, especialmente no solo não rizosférico, sugerindo uma possível limitação estequiométrica (desequilíbrio na proporção de nutrientes) que dificultou o aproveitamento dos resíduos pelos microrganismos na ausência da casca. Conclui-se que o manejo dos RC influencia a produção de raízes finas e a deposição de C na rizosfera, modulando a comunidade bacteriana do solo. A presença dos resíduos, em especial da casca, favorece a formação de MOS estável e promove comunidades microbianas mais diversas e funcionalmente relevantes para a sustentabilidade do sistema florestal.

Palavras-chave: Matéria orgânica particulada-MOP; Matéria orgânica associada aos minerais-MOAM; β -glicosidase; Fosfatase ácida; Metagenoma.

1 Introdução

A expressiva área plantada com florestas de eucalipto no país, sobretudo no estado de Minas Gerais (2,2 Mha em 2022), tem demandado estratégias de manejos mais sustentáveis, capazes de mitigar as emissões dos gases de efeito estufa (GEE) e sequestrar C no solo (IBA, 2023). Após o corte das florestas, há um aporte no solo de aproximadamente 30 Mg ha⁻¹ de C pelos resíduos da colheita (RC; i.e., cascas, folhas, galhos, raízes e serrapilheira; povoamentos com 7 anos) (Ferreira et al., 2021; Gatto et al., 2010), os quais poderão contribuir para incrementar os estoques de matéria orgânica do solo (MOS), além de favorecer a nutrição vegetal, dado o conteúdo de C e nutrientes nesse material (Barros et al., 2021; Ferreira et al., 2021; Oliveira et al., 2021; Oliveira et al., 2018). Contudo, ainda não há consenso sobre a manutenção dos resíduos da colheita florestal no campo, uma vez que alternativamente podem ser removido e destinado a produção de energia (Oliveira et al., 2018).

Os diferentes sistemas de colheita do eucalipto afetam a quantidade e a qualidade dos resíduos que são aportados ao solo (Achat, et al., 2015), e variam em função da: i) remoção total dos resíduos da colheita, com manutenção apenas da serrapilheira e raízes da rotação anterior, ii) manutenção de todos os resíduos exceto a casca e iii) manutenção de todos os resíduos, inclusive da casca (Ferreira et al., 2021). A manutenção do resíduo da colheita florestal no campo poderá desencadear complexas relações entre planta-microrganismos intermediadas pelas raízes do eucalipto. Maior estímulo à produção de raízes finas tem sido observado quando há permanência de resíduos com a presença de casca, as quais estimularam a uma mais rápida decomposição dos RC florestal (Souza, 2022). Por outro lado, a escassez de nutrientes nos solos tropicais associado a remoção dos resíduos poderá desencadear relações planta-microrganismos onde ocorra a mobilização de nutrientes (principalmente N e P) advindos da MOS (Craine et al., 2007; Dijkstra et al., 2013; Valadares et al., 2020). Esse efeito pode ser proporcionado pela capacidade das plantas de modularem a presença e atividade de comunidades microbianas específicas no ambiente rizosférico (Oliveira et al., 2021), uma vez que a disponibilidade (associado a qualidade) do C e nutrientes irão regular a presença e atividade microbiana (Pan et al., 2021; Wan et al., 2015).

O ambiente rizosférico recebe constantemente compostos orgânicos (i.e., rizodepósitos incluindo exsudatos, lisados, mucilagem), os quais constituem fonte de energia e C para os microrganismos, além de gases garantindo elevada abundância e diversidade microbiana (Bais et al., 2006; Fageria & Stone, 2006). Essas interações podem influenciar a eficiência de formação da MOS, uma vez que pesquisas recentes evidenciam que resíduos provenientes da

síntese microbiana são importantes componentes da MOS retida por mais tempo no solo (i.e., Matéria orgânica associada aos minerais – MOAM; Chang et al., 2023; Cotrufo et al., 2013). Entretanto, a direção, magnitude e microrganismos associados a esses processos necessitam ser melhor compreendidos para que estratégias mais eficientes de manejos sejam elaboradas para otimizar não apenas a estocagem de C no solo, mas o uso sustentável de nutrientes em florestas de eucalipto (Oliveira et al., 2021). A compreensão de como a planta de eucalipto pode “moldar” a atividade, diversidade e/ou composição microbiológica em sua rizosfera conforme a escassez (remoção de RC) ou presença de substratos como fontes de nutrientes (RC sem ou com a presença de casca) promoverá um avanço na construção do conhecimento das relações ecológicas entre planta-microrganismos, influenciando no desenvolvimento e produtividade de florestas plantadas de eucalipto.

Diante do exposto, hipotetizou-se que, a composição dos resíduos da colheita de eucalipto (remoção, manutenção sem ou com casca) modula a produção de rizodepósitos pelas raízes finas, influenciando a atividade, diversidade e composição da comunidade microbiana rizosférica, com impactos diretos na formação da MOS e na disponibilidade de nutrientes. Assim, o objetivo foi compreender como os estímulos gerados nas raízes das plantas de eucalipto, em resposta a diferentes composições de RC, influenciam a composição, diversidade e atividade microbiana do solo rizosférico, bem como os efeitos resultantes sobre a MOS e a disponibilidade de nutrientes.

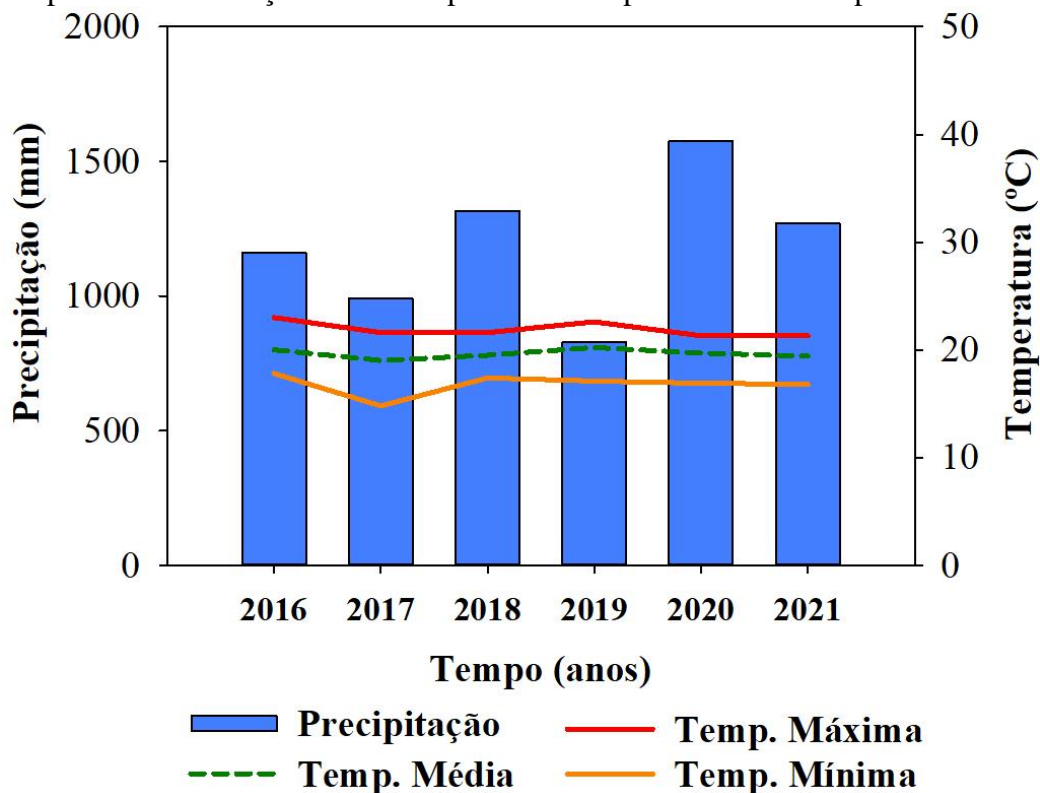
2 Material e métodos

2.1 Localização e caracterização da área experimental

O estudo foi realizado no município de Peçanha (latitude 18 ° 37' 16" S e 42 ° 37' 01" O, altitude média de 940 m), localizado no estado de Minas Gerais – MG, Brasil. O clima da região é do tipo Cwa segundo classificação de Köppen (Tropical de altitude; com verão quente e inverno seco), com precipitação pluviométrica anual acumulada de 1115 mm e temperatura média anual de 19 °C (temperatura e precipitação na área durante a condução do experimento; Figura 1). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho (LV), oxidico, distrófico, com estrutura granular fortemente desenvolvida (Santos et al., 2013). Para montagem do experimento foi escolhida área com relevo suave ondulado, cultivado com eucalipto, que iniciaria o terceiro ciclo de cultivo com *Eucalyptus grandis* (clone CNB031). Anteriormente à silvicultura com eucalipto, as áreas eram cultivadas por mais de três décadas

com pastos (principalmente *Uroclhoa decumbens* e *Melinis minutiflora*), os quais sucederam as florestas nativas do bioma Mata Atlântica.

Figura 1 - Precipitação pluviométrica anual acumulada e temperatura máxima, média e mínima na área experimental de Peçanha-MG no período do experimento no campo

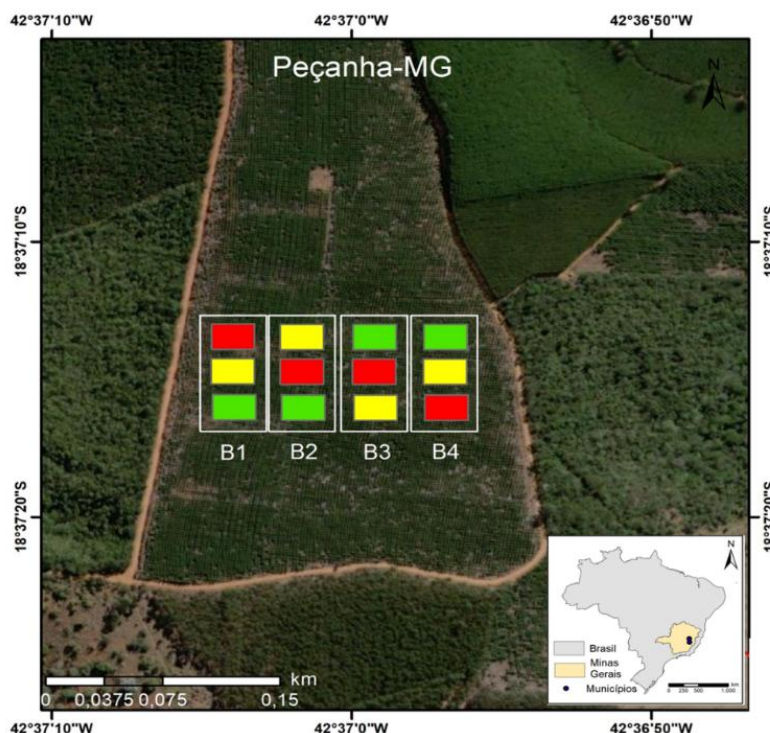


Fonte: elaboração própria.

2.2 Desenho experimental, tratamentos e unidades experimentais

Os tratamentos consistiram na combinação dos fatores: i) manejo de resíduo da colheita de eucalipto e ii) solo sem (não rizosférico) e com influência do crescimento radicular (rizosférico). As parcelas receberam o primeiro fator em estudo com três níveis: remoção de todos os resíduos (SR), manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita sem casca (RSC) ou manutenção da serapilheira e dos resíduos da colheita com casca (RCC). As parcelas foram distribuídas em blocos casualizados, com 4 repetições (Figura 2). O segundo fator, com dois níveis, consistiu em solo não rizosférico (NR) e solo rizosférico (R). Pela impossibilidade de casualização dos níveis do fator solo, este foi considerado como disposto em faixa. As unidades experimentais (UEs) consistiram em parcelas de campo com aproximadamente 1.296,0 m², compostas por 144 plantas (12 linhas com 12 plantas), em espaçamento de 3 x 3 m. A parcela útil consistiu nas 8 linhas centrais, com 8 plantas, totalizando 64 árvores.

Figura 2 - Localização geográfica e croqui experimental com a disposição das parcelas com manejo de resíduos em Peçanha – MG



As identificações B1, B2, B3 e B4 correspondem aos blocos do experimento. As cores das parcelas dentro dos blocos representam o manejo de resíduo da colheita de eucalipto adotado (vermelho – sem resíduo; amarelo – resíduo sem casca; verde – resíduo com casca). **Fonte:** elaboração própria.

2.3 Instalação do experimento

O experimento foi instalado em povoamento de *E. grandis*, iniciando o terceiro ciclo (reforma do povoamento com novo plantio de mudas). O resíduo da colheita florestal da rotação anterior foi mantido nas parcelas de campo (com aproximadamente 1.296 m², compostas por 144 plantas, distribuídas em 12 linhas com 12 plantas, em espaçamento de 3 x 3 m), conforme os tratamentos RSC (44 Mg ha⁻¹) e RCC (65 Mg ha⁻¹) (Tabela 1). O plantio das mudas de eucalipto foi realizado em junho de 2017.

Antes do plantio, realizou-se a aplicação de calcário em área total, com dose de 1.750 kg ha⁻¹ de calcário contendo 40 % de CaO e 11 % de MgO. A primeira parcela da adubação de cobertura foi realizada mecanicamente um mês antes do plantio, com a aplicação de 400 kg ha⁻¹ de NPK 06-10-29, suplementado com 0,8 % de B, 0,5 % de Zn e 0,5 % de Cu, por meio de subsolagem em filete contínuo a 30-40 cm de profundidade. A adubação de plantio foi realizada manualmente um mês após a primeira adubação de cobertura, com a aplicação de 100 g/planta de NPK 06-30-06 + 0,25 % B + 1,0 % Zn + 1,0 % Cu, distribuídos em duas covetas laterais por planta. A segunda parcela da adubação de cobertura foi efetuada 10 meses após a adubação de

plantio, também de forma mecanizada, com a aplicação em área total de 400 kg ha⁻¹ de NPK 06-10-29 + 0,8 % B + 0,5 % Zn + 0,5 % Cu.

Tabela 1 - Massa de matéria seca e teor dos macronutrientes nos componentes do resíduo da colheita florestal de eucalipto mantido nas parcelas de campo

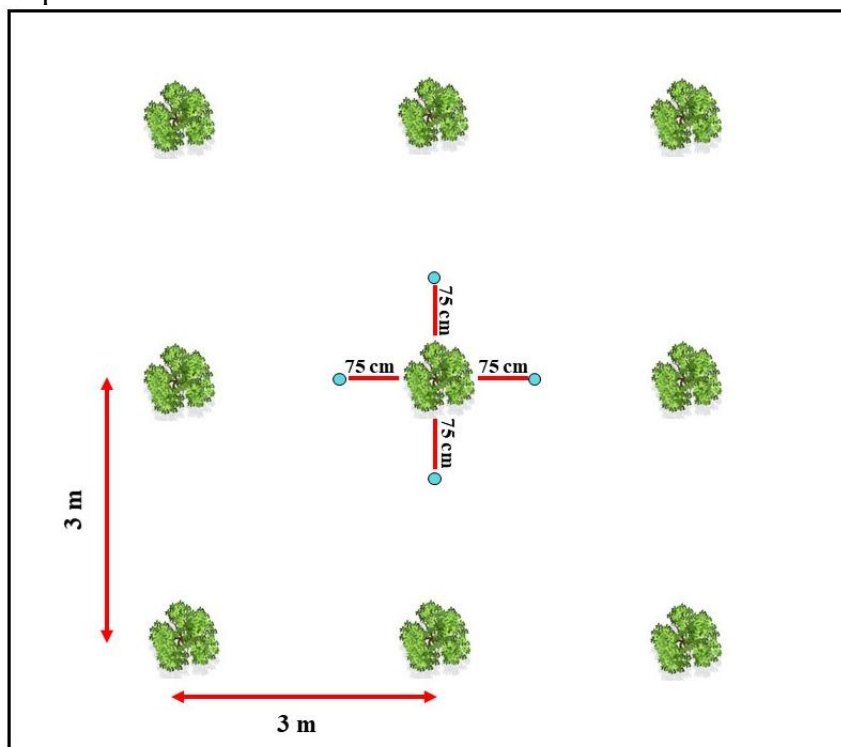
Componente ⁽¹⁾	MMS ⁽²⁾	C ⁽³⁾	N ⁽³⁾	P ⁽⁴⁾	K ⁽⁴⁾	Ca ⁽⁴⁾	Mg ⁽⁴⁾	S ⁽⁴⁾
	Mg ha ⁻¹	-----g kg ⁻¹ -----						
Folhas	3	440,4	21,70	1,30	6,30	5,00	2,10	3,00
Galhos	14	452,6	2,73	0,14	1,20	0,76	0,35	0,10
Casca	21	426,6	3,90	0,70	4,90	20,80	3,40	0,40
Serrapilheira	27	441,5	5,90	0,30	1,00	4,20	0,80	0,10
RSC ⁽⁵⁾	44	444,9	5,96	0,47	7,31	3,06	3,42	0,30
RCC ⁽⁵⁾	65	439,0	5,30	0,54	6,54	8,75	3,41	0,33

⁽¹⁾ Componentes do resíduo da colheita florestal; ⁽²⁾ Massa da matéria seca dos componentes do resíduo da colheita mantido nas parcelas de campo (MMS). ⁽³⁾ Determinado em espectrômetro de massas de razão isotópica elementar (IRMS); ⁽⁴⁾ Digestão nítrico-perclórica do material e posterior dosagem por espectroscopia de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES); ⁽⁵⁾ Para os tratamentos sem casca (RSC) e com casca (RCC) a massa total de resíduo da colheita mantido por hectare correspondeu a 20 e 28 Mg ha⁻¹ de C, respectivamente. **Fonte:** elaboração própria.

2.4 Amostragem de solo e raiz

A amostragem do solo foi realizada ao redor da árvore média da parcela de campo, cinco anos após o início do experimento. A árvore média foi definida por meio do diâmetro médio ou quadrático (Husch et al., 1982), calculado com os dados do inventário anual do povoamento (Material suplementar 5). Após a seleção da árvore média, quatro pontos de coleta ao seu redor foram marcados, dois na linha e dois na entrelinha, em lados opostos. Os pontos foram marcados a 75 cm de distância do fuste da árvore (Figura 3).

Figura 3 - Esquema da demarcação dos pontos para amostragem de solo no campo ao redor da árvore média da parcela



Fonte: elaboração própria.

Primeiramente, foi coletado solo para caracterização química com auxílio de um trado nas profundidades 0-20 e 20-40 cm (Tabela 2; Material suplementar 6). Em seguida, os solos rizosférico e não rizosférico foram amostrados na profundidade 0-10 cm, com auxílio de gabarito (30 cm x 30 cm) e espátula, nos quatro pontos anteriormente marcados (Material suplementar 7 e 8). As raízes foram cortadas no limite da projeção do gabarito, com auxílio da espátula. O solo dentro da área do gabarito foi separado em rizosférico e não rizosférico em duas bandejas. O solo rizosférico foi considerado como aquele que ficou aderido às raízes finas, após as raízes terem sido agitadas três vezes. Por consequência, o solo não rizosférico consistiu no solo que não aderiu às raízes. Finalizado esse processo, os solos rizosférico e não rizosférico foram armazenados em tubos de centrífuga estéreis (50 mL). O procedimento de coleta dos solos rizosférico e não rizosférico foi realizado com luvas estéreis e espátulas limpas com água deionizada e álcool. As raízes que estavam na projeção do gabarito, até 10 cm de profundidade, foram coletadas, lavadas, secas em estufa (70 °C) e pesadas para obtenção da matéria seca das raízes finas do eucalipto (kg ha^{-1}).

Tabela 2 - Caracterização química do solo nas parcelas de campo com os manejos de resíduos da colheita (sem resíduo - SR, resíduo sem casca - RSC e resíduo com casca - RCC), cinco anos após o início do experimento

MRC ⁽¹⁾	Profundidade	pH ⁽²⁾	P ⁽³⁾	K ⁽³⁾	Ca ⁽³⁾	Mg ⁽³⁾	Fe ⁽³⁾	Zn ⁽³⁾	Cu ⁽³⁾	Mn ⁽³⁾
	cm		-----g kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----				
SR	0-20	4,78	0,0021	0,035	0,286	0,056	191,5	0,68	0,10	11,67
	20-40	4,71	0,0015	0,026	0,149	0,035	251,2	0,07	0,08	7,14
RSC	0-20	4,82	0,0028	0,042	0,806	0,117	149,3	0,74	0,44	26,44
	20-40	4,89	0,0021	0,030	0,604	0,088	192,9	0,14	0,03	18,47
RCC	0-20	4,62	0,0023	0,044	0,468	0,086	173,8	1,17	0,35	24,14
	20-40	4,95	0,0014	0,033	0,528	0,090	207,9	1,26	0,22	21,53

⁽¹⁾ Manejo de resíduos da colheita florestal; ⁽²⁾ pH em água, relação 1:2,5; ⁽³⁾ Extração com Mehlich-1 e dosagem realizada por espectroscopia de emissão óptica de plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), exceto o fósforo que foi determinado no espectrofotômetro de absorção molecular (EAM). **Fonte:** elaboração própria.

2.5 Fracionamento da MOS e determinação do teor de C e N nas frações

As amostras de solo foram fracionadas em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) segundo Cambardella e Elliot (1992). Para tanto, 10 g de TFSA foram dispersos em 30 mL de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹) sob agitação constante por 15 h. Após o período estabelecido, a mistura (solo + solução) foi peneirada a úmido, em peneira com abertura de 0,053 mm. A fração granulométrica retida na peneira correspondia a MOP e a fração que passava pela peneira correspondia a MOAM. As duas frações foram secas em estufa de circulação de ar forçado por 7 dias a 60 °C, finamente moídas, peneiradas (malha com abertura de 0,150 mm) e pesadas. Posteriormente a determinação dos teores de C e N nas frações MOP e MOAM foram realizadas por combustão a seco usando um espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS 20 20 ANCA-GLS, Sercon, Crewe, UK).

Com a diferença entre os teores de C nos solos rizosférico e não rizosférico, foi possível estimar um indicador de alteração do C na MOS pelo crescimento radicular (MOS_C_{rizosférico} - MOS_C_{não rizosférico} = ΔC_{rizosfera}). Um indicador do efeito líquido da atividade radicular na MOS foi calculado pela razão do ΔC_{rizosfera} (g kg⁻¹) e massa de matéria seca de raízes (mM_{raiz}; g kg⁻¹) presente no volume de solo coletado (ΔC_{rizosfera}/ mM_{raiz}).

2.6 Nutrientes no solo

Para a determinação de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) no solo foi realizada extração com KCl 2 mol L^{-1} . Para tanto foi pesado em tubo de centrífuga 10 g de solo fresco, adicionado 40 mL da solução de KCl , tampado, e agitado por 1 h à 200 rpm. Em seguida, as amostras foram deixadas decantando por 1 h e filtradas em filtro de papel de filtragem lenta pré-lixiviados com solução de KCl 2 mol L^{-1} . Posteriormente, a determinação de nitrato e amônio no extrato de KCl , foi realizada de acordo com Doane & Horwáth (2003) e Weatherburn (1967), respectivamente.

Para determinação dos demais nutrientes disponíveis no solo (P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu e Mn) foi realizado a extração com Mehlich-1 ($0,05 \text{ mol L}^{-1}$ de HCl + $0,0125 \text{ mol L}^{-1}$ de H_2SO_4) na proporção de 5 g de solo para 50 mL de solução. A mistura (solo + solução) foi agitada por 5 minutos à 200 rpm e posteriormente filtrada em filtro de papel de filtragem lenta. A dosagem dos elementos foi realizada em ICP-IO, exceto o fósforo que foi determinado no espectrofotômetro de absorção molecular (EAM).

2.7 Atividade da β -glicosidase, Urease e Fosfatase ácida

No presente estudo foram analisadas as atividades de enzimas que participam dos ciclos do C (β -glicosidase), N (Urease) e P (Fosfatase ácida). A atividade da β -glicosidase foi determinada pela metodologia descrita por Eivazi & Tabatabai (1988). A análise consistiu na extração e determinação colorimétrica do *p*-nitrofenol liberado quando a amostra de solo foi incubada com solução tamponada contendo *p*-nitrofenil- β -D-glicopiranosídeo (PNG) sob a temperatura de 37°C por 1 hora. A determinação da urease foi realizada seguindo o método descrito por Kandeler & Gerber (1988). Para tanto, o solo foi incubado com uma solução aquosa de ureia, extraído o amônio com solução de KCl 1 mol L^{-1} contendo HCl $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ e dosagem colorimétrica do NH_4^+ . A determinação da fosfatase ácida foi realizada pela metodologia de Tabatabai (1982). A análise consistiu na determinação colorimétrica do *p*-nitrofenol liberado após incubação do solo com solução de *p*-nitrofenil-fosfato tamponada a pH 6,5, a temperatura de 37°C por 1 hora.

2.8 Extração e sequenciamento de DNA microbiano

Para a extração de DNA foram pesados 250 mg de solo. Com o intuito de evitar a superestimativa da comunidade bacteriana o DNA intracelular de células vivas foi separado do DNA extracelular de células mortas (Högfors-Rönnholm et al., 2018). A lise celular foi

realizada em um homogeneizador *Precellys 24 High-Powered Bead Mill* (Bertin technologies) por 50 s a 4000 rpm. A extração do DNA foi realizada usando kit *Nucleospin® Soil* (*Macherey-Nagel*) seguindo as instruções do fabricante. Em seguida a qualidade do DNA foi verificada por meio de eletroforese em gel de agarose corado a 0,8 % com brometo de etídio sob luz UV. O sequenciamento do DNA microbiano foi realizado pela metodologia *Shotgun* na empresa Novogene Corporation Inc. usando a plataforma *Illumina*. A metodologia *Shotgun* sequencia o DNA de todos os microrganismos presente no solo, contudo, dedicamos o presente estudo ao grupo dos procariotos (Bactérias e Archaeas).

2.9 Análises de bioinformática

O FASTQC foi usado para verificar a qualidade do sequenciamento genético. Para juntar resultados de análises FASTQC emparelhadas em um único relatório foi usado o MultiQC. As sequências foram cortadas usando trimmomatic (versão 0.36). Novamente o FASTQC seguido do MultiQC foram executados usando os resultados do cutadapt. Na sequência, para unir leituras FASTQ emparelhadas de dois arquivos separados foi utilizado a ferramenta FASTQ INTERLACER. Para obter o perfil da comunidade bacteriana, a partir de dados de sequência da microbiota do solo, foi usado a ferramenta MetaPhlAn. Finalmente, a ferramenta Krona foi empregada para visualizar os resultados de um perfil metagenômico, enquanto a GraPhlAn foi utilizada para verificar a qualidade de árvores taxonômicas e filogenéticas. Para a identificação e classificação dos procariotos foi usado o banco de dados SILVA 138.2. Os tratamentos foram comparados quanto a Alfa (i.e., *Shanon*, *Chao* e *Simpson*) e Beta diversidades (i.e., índice de similaridade de Jaccard), além do número de unidades taxonômicas operacionais (*Operational Taxonomic Units*; OTUs) e abundância relativa dos filos e famílias bacterianas. O critério para seleção das OTUs foram as 50 mais abundantes.

2.10 Análise estatística

Os dados foram submetidos a análise das pressuposições da estatística paramétrica (normalidade e homocedasticidade) e quando os pressupostos não foram atendidos os dados foram transformados. Em seguida foi realizado a análise de variância (ANOVA) com teste F ao nível de 10 % de probabilidade e as médias foram comparadas pelo teste SNK a 10 % de probabilidade no pacote ExpDes.pt do software estatístico R. O teste de médias foi realizado para todos os desdobramentos de interações. Esse procedimento foi adotado porque o teste F não é conclusivo para situações em que se tem mais que 1 GL para os fatores em estudo. Para

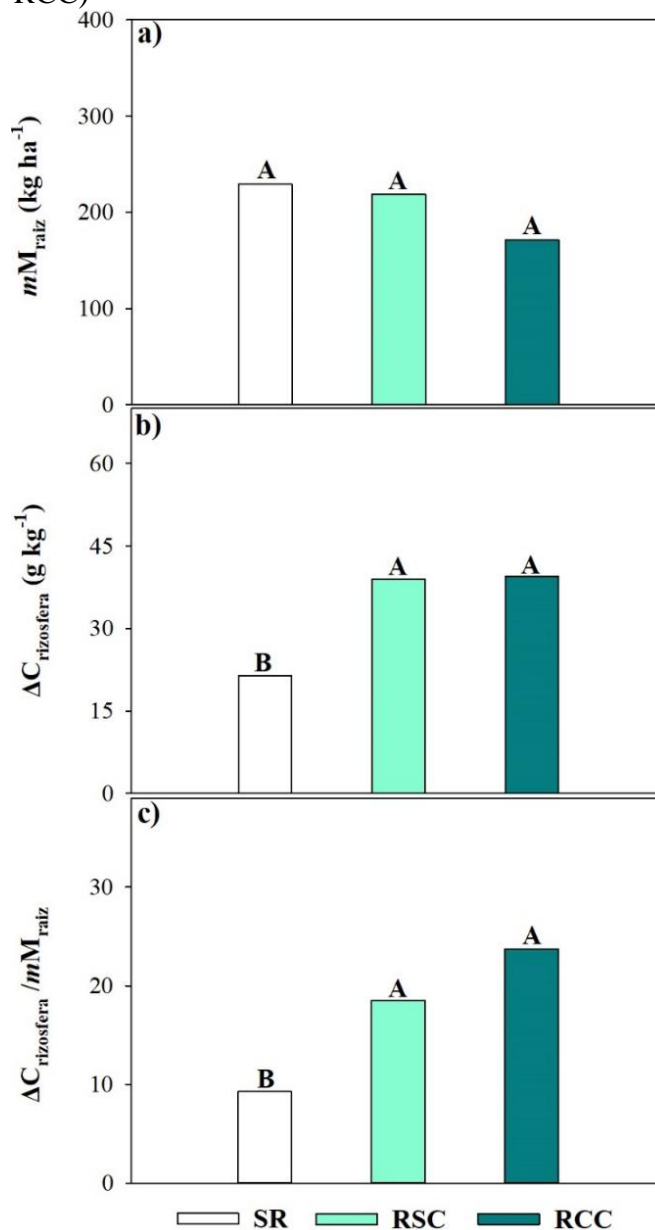
comparar os teores de C e N nas frações da MOS aos 5 anos em relação aos valores iniciais foi realizado o teste de Dunnett. Os gráficos foram gerados no software SigmaPlot.

3 Resultados

3.1 Produção de raízes finas e C na rizosfera

Cinco anos após o início do experimento não foi detectada diferença estatística entre os manejos de resíduo da colheita em relação a massa de raízes finas do eucalipto ($p > 0,10$; camada 0-10 cm; Figura 4a), embora exista tendência de maior produção de raízes nos manejos SR e RSC (i.e., 229, 219 e 171 kg ha⁻¹ para manejos SR, RSC e RCC, respectivamente; $p = 0,29$). Por outro lado, o teor de C na rizosfera variou em função dos manejos de resíduos da colheita ($p < 0,10$; Figura 4b). Quando os resíduos da colheita foram mantidos no campo (RSC e RCC) o teor de C na rizosfera foi 84 % maior comparado ao tratamento SR, contudo, não houve diferença entre resíduo sem ou com casca ($p > 0,10$). Os manejos RSC e RCC obtiveram maior $C_{\text{rizosfera}}/mM_{\text{raiz}}$ (i.e., maior incremento de $C_{\text{rizosfera}}$ por unidade de massa de raiz) em relação ao tratamento SR ($p < 0,10$; Figura 4c) e não diferiram entre si ($p > 0,10$).

Figura 4 - Média da massa de matéria seca de raiz (4a; mM_{raiz}), teor de C na rizosfera (4b; $C_{\text{rizosfera}}$) e razão entre teor de C na rizosfera e massa de matéria seca da raiz (4c; $C_{\text{rizosfera}}/mM_{\text{raiz}}$), em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC)



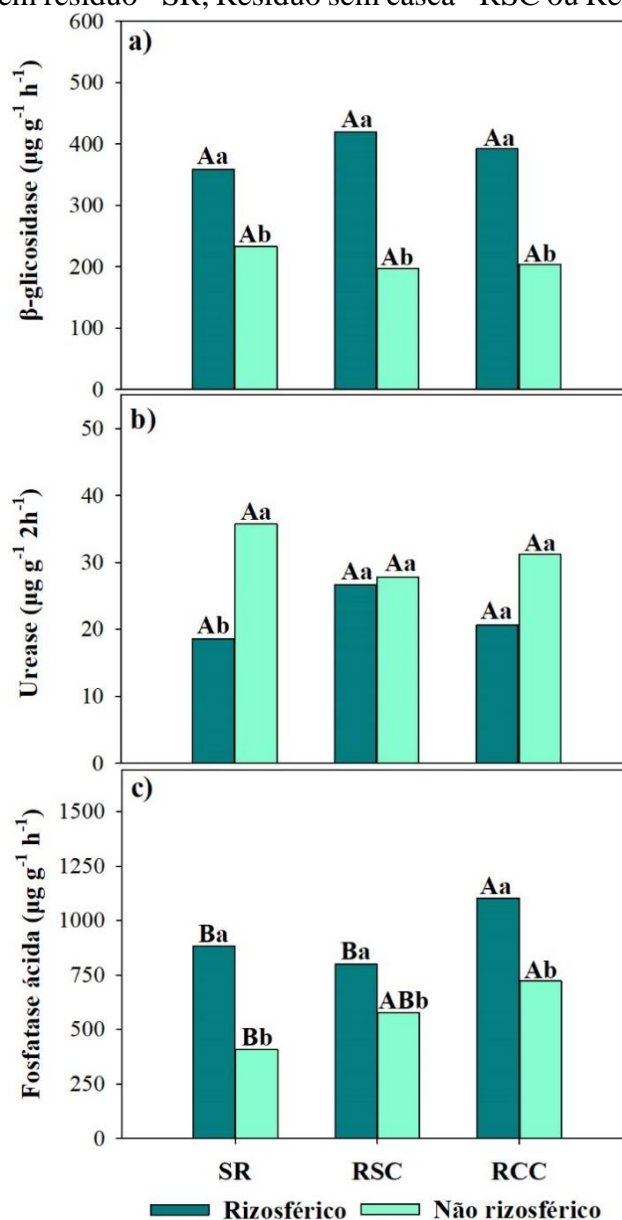
Médias seguidas por mesma letra não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). **Fonte:** elaboração própria.

3.2 Atividade enzimática

Das três enzimas analisadas, apenas a atividade da fosfatase ácida, em solo rizosférico e não rizosférico, foi influenciada pelo manejo de resíduos da colheita, cinco anos após o início do experimento ($p < 0,10$; Figura 5c). Em solo rizosférico, a manutenção de resíduo da colheita com casca resultou em aumento de 31 % na atividade da fosfatase ácida em relação à média de

SR e RSC. Em solo não rizosférico, independente da ausência ou presença da casca, a atividade da fosfatase ácida foi em média 59 % maior em comparação ao tratamento SR.

Figura 5 - Atividade da β -glicosidase (5a), urease (5b) e fosfatase ácida (5c) em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)



Letras maiúsculas iguais não diferem entre os níveis de manejo em cada solo, enquanto letras minúsculas iguais não diferem entre os níveis de solo em cada manejo pelo teste de SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

Em linhas gerais, a atividade enzimática diferiu entre os solos rizosférico e não rizosférico em todos os manejos estudados ($p < 0,10$; Figura 5). A exceção para essa tendência ocorreu para a atividade da urease nos manejos RSC e RCC ($p > 0,10$; Figura 5b). Para β -glicosidase e fosfatase ácida, a atividade enzimática foi 85 e 63 % maior em solo rizosférico em relação ao não rizosférico, respectivamente (Figuras 5a e 5c). Por outro lado, a atividade da

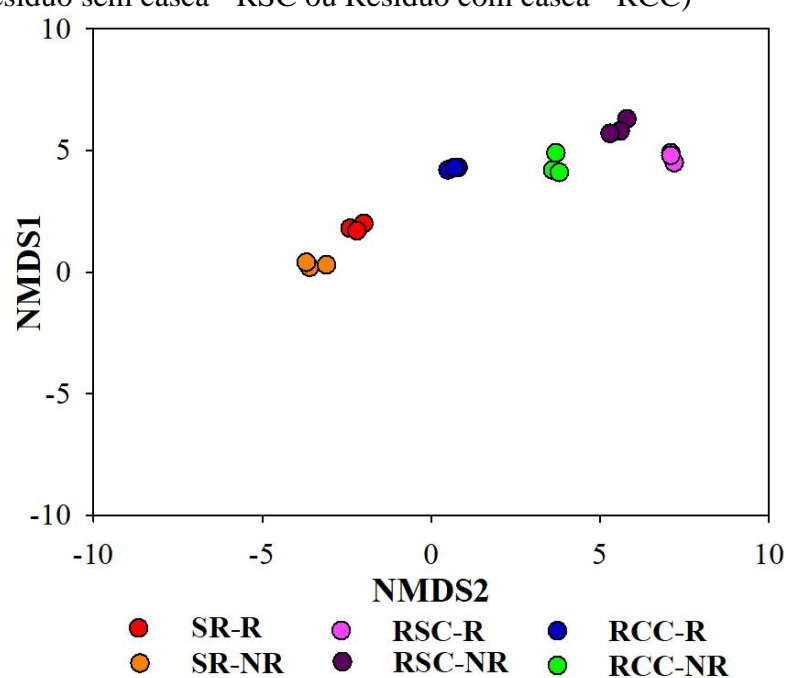
urease foi 44 % maior em solo não rizosférico comparado ao solo rizosférico, no manejo SR (Figura 5b).

3.3 Comunidade bacteriana do solo

O índice de Jaccard demonstrou claramente a separação entre os tratamentos (i.e., sem sobreposição) e as réplicas ficaram mais próximas entre si do que de outras amostras (Figura 6). Isso indica que a análise de metagenômica foi capaz de explicar a variação dos grupos experimentais e que as réplicas de campo apresentaram boa qualidade.

Um total de 13.685.331 a 19.349.512 de sequências de boa qualidade foram obtidas. Desse total foram desconsideradas as sequências que não correspondiam ao grupo dos procariontos (Bactérias e Archaea) e as sequências não identificadas no banco de dados. As demais sequências foram identificadas e agrupadas em 62 OTUs bacterianas (Figura 7b). Os índices de alfa diversidade (*Shanon*, *Chao* e *Simpson*) das OTUs bacterianas não diferiram entre os tratamentos ($p < 0,10$; Material suplementar 3). Em contraste, observou-se baixa similaridade entre os seis tratamentos, conforme indicado pelo índice de similaridade de Jaccard (beta diversidade), o que sugere diferenças na composição específica das comunidades bacterianas associadas a cada tratamento (Figura 6).

Figura 6 - Índice de similaridade de Jaccard (Beta diversidade) de perfis de comunidades microbianas de procariontos (Bactérias e Archaeas) em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)

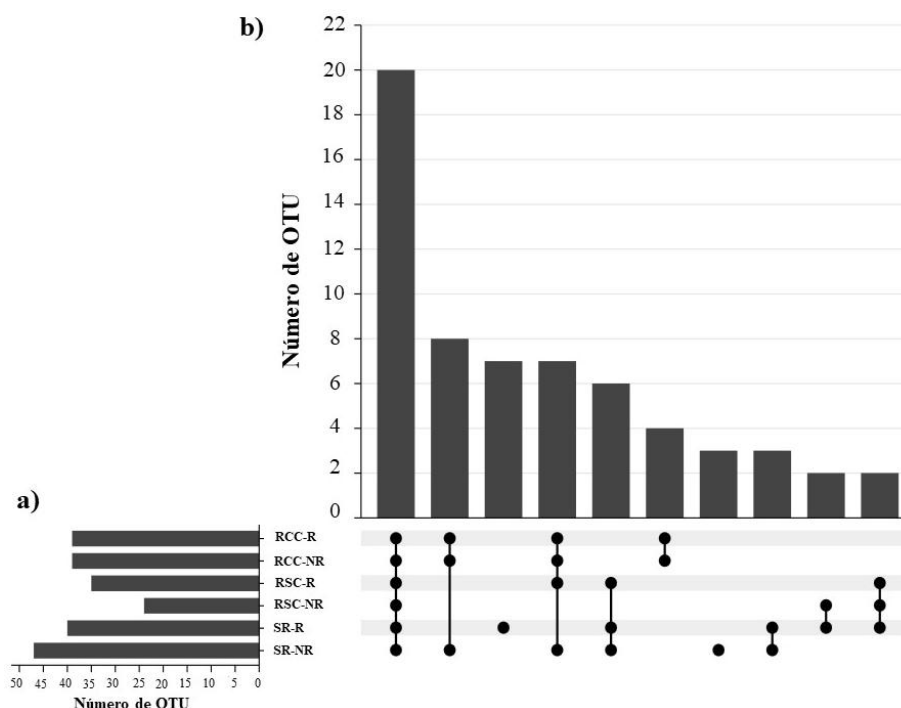


Fonte: elaboração própria.

O manejo SR em solo não rizosférico apresentou o maior número de OTUs (i.e., 47), seguido pelos tratamentos SR em solo rizosférico (i.e., 40), RCC em ambos os solos (i.e., 39) e RSC em solo rizosférico (i.e., 35) (Figura 7a). Por outro lado, o menor número de OTUs foi observado em RSC em solo não rizosférico (i.e., 24) (Figura 7a).

Das OTUs identificadas, a maioria foi compartilhada por todos os tratamentos (i.e., 20) (Figura 7b). Oito delas ocorreram somente nos manejos SR em solo não rizosférico e RCC (R e NR). Sete OTUs foram exclusivas do tratamento SR em solo rizosférico. Outras sete OTUs foram compartilhadas pelos manejos SR em solo não rizosférico, RSC em solo rizosférico e RCC (R e NR). Seis OTUs foram comuns aos tratamentos SR (R e NR) e RSC em solo rizosférico. Quatro OTUs ocorrem apenas no manejo RCC em ambos os solos. Três OTUs foram exclusivas do tratamento SR em solo não rizosférico, e outras três estiveram presentes apenas no manejo SR em ambos os solos. Duas OTUs ocorreram somente nos manejos SR e RSC, nos solos rizosféricos e não rizosféricos, respectivamente. Finalmente, outras duas OTUs foram compartilhadas apenas pelos tratamentos SR em solo rizosférico e RSC nos dois solos estudados.

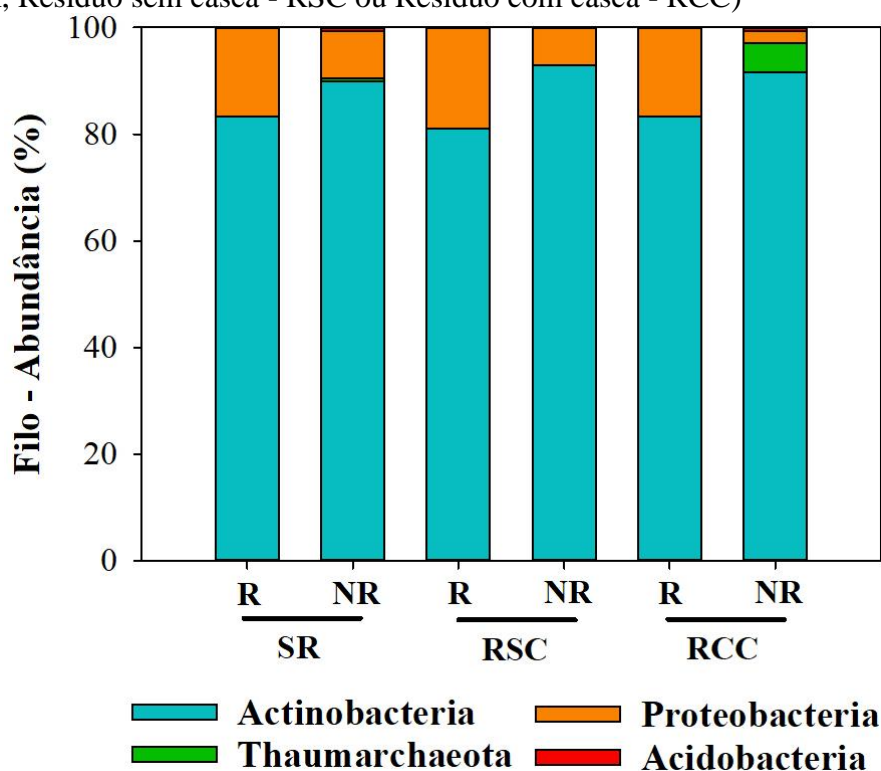
Figura 7 - Número de OTUs de procariotos (Bactérias e Archaeas) identificados em cada combinação de manejo de resíduos e solo (7a). Número de OTUs de procariotos únicos e compartilhados entre as diferentes combinações de manejo de resíduos e solo (7b) para solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)



Fonte: elaboração própria.

A composição taxonômica das OTUs detectadas em cada tratamento foi avaliada em nível de Filo e família. Quatro filios foram os mais abundantes (*Actinobacteria*, *Proteobacteria*, *Thaumarchaeota* e *Acidobacteria*; Figura 8). O filo *Actinobacteria* foi o mais abundante em todos os tratamentos, variando de 81 a 93 %. Em média, a abundância deste filo foi menor em solo rizosférico (i.e., 83 %) comparado ao solo não rizosférico (i.e., 91 %). O segundo filo mais abundante em todos os tratamentos foi *Proteobacteria*, variando de 2 % (RCC em solo não rizosférico) a 19 % (RSC em solo rizosférico). Neste caso, a abundância foi, em média, maior em solo rizosférico (i.e., 17 %) em relação ao solo não rizosférico (i.e., 6 %). Os filios *Thaumarchaeota* e *Acidobacteria* foram os de menor abundância e exclusivos dos manejos SR e RCC em solo não rizosférico (i.e., *Thaumarchaeota* 0,6 e 5,4 %; *Acidobacteria* 0,6 e 0,8 %; respectivamente para SR e RCC em solo não rizosférico) (Figura 8).

Figura 8 - Abundância relativa dos filios bacterianos em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)

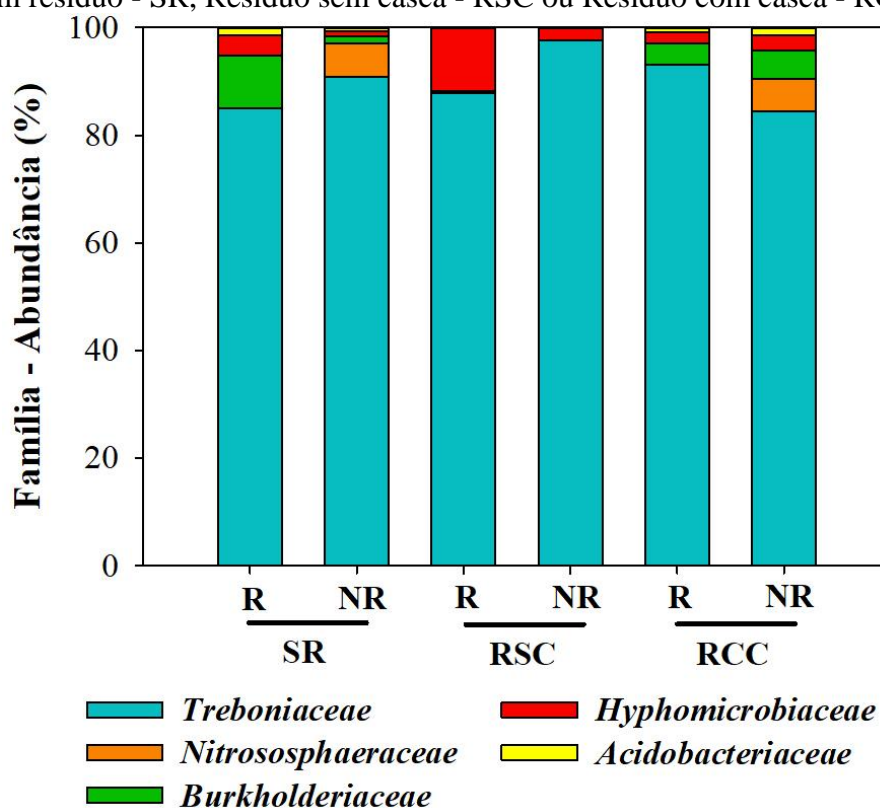


Fonte: elaboração própria.

Cinco famílias bacterianas foram as mais abundantes (*Treboniaceae*, *Hyphomicrobiaceae*, *Burkholderiaceae*, *Acidobacteriaceae* e *Nitrososphaeraceae*; Figura 9). Em todos os tratamentos a família *Treboniaceae* foi a mais abundante, variando de 84 a 98 %.

A menor abundância para esta família ocorreu nos manejos SR e RCC, nos solos rizosférico e não rizosférico, respectivamente, enquanto a maior abundância foi registrada no tratamento RSC em solo não rizosférico. A segunda família mais abundante foi *Hyphomicrobiaceae*, variando de 0,9 % (SR em solo não rizosférico) a 11,7 % (RSC em solo rizosférico). A terceira família bacteriana mais abundante foi *Burkholderiaceae*, variando de 0,2 a 9,8 %. O manejo RSC em solo não rizosférico foi o único tratamento sem a presença desta família. *Burkholderiaceae* apresentou maior abundância no tratamento SR e a menor abundância no manejo RSC, ambos em solo rizosférico. A família *Acidobacteriaceae* foi a quarta mais abundante, não ocorrendo no manejo RSC em solo não rizosférico. Os manejos RSC e SR em solo rizosférico apresentaram a menor e a maior abundância para esta família, respectivamente (i.e., 0,2 e 1,5 %). Finalmente, a quinta família bacteriana mais abundante foi *Nitrososphaeraceae*, ocorrendo exclusivamente nos tratamentos SR e RCC, ambos em solo não rizosférico (i.e., 6,3 e 6,0).

Figura 9 - Abundância relativa das famílias bacterianas em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)



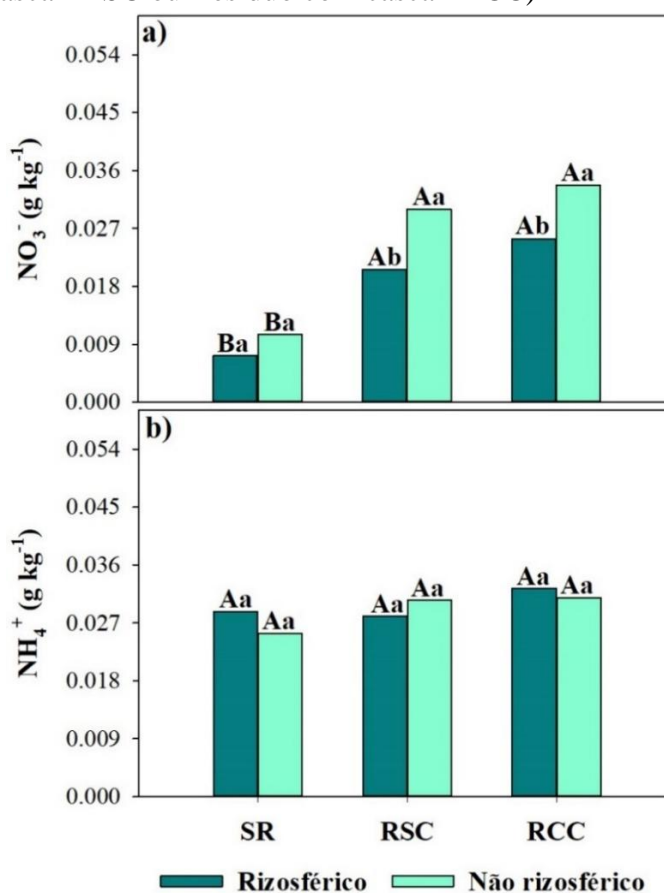
Fonte: elaboração própria.

3.4 Nutrientes no solo rizosférico e não rizosférico

A manutenção de resíduos da colheita, em contraste com sua remoção, resultou em teor mais alto apenas de NO_3^- e Mn em ambos os solos estudados, e também de Ca no solo rizosférico ($p < 0,10$; Figura 10a e Material suplementar 1). A exceção para essa tendência ocorreu para o teor de Cu, que foi maior no manejo SR vs RSC ($p < 0,10$; Material suplementar 1).

De modo geral, a disponibilidade dos nutrientes (P, K, Fe e Zn) foi maior no solo rizosférico comparado ao não rizosférico independentemente do manejo de resíduos ($p < 0,10$; Material suplementar 1). Os teores de Ca e Mg (em RSC) e o teor de Cu (em SR) também foram maiores em solo rizosférico ($p < 0,10$; Material suplementar 1). As exceções a essa tendência incluíram o teor de NH_4^+ (em todos os manejos), Cu (em RSC) e Mn (em SR e RSC), que não diferiram entre os solos ($p > 0,10$; Figura 10b e Material suplementar 1); e o teor de NO_3^- , que foi maior no solo não rizosférico, em todos os manejos ($p < 0,10$; Figura 10a).

Figura 10 - Nitrato (NO_3^- ; 10a) e Amônio (NH_4^+ ; 10b) em solo não rizosférico e rizosférico cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)

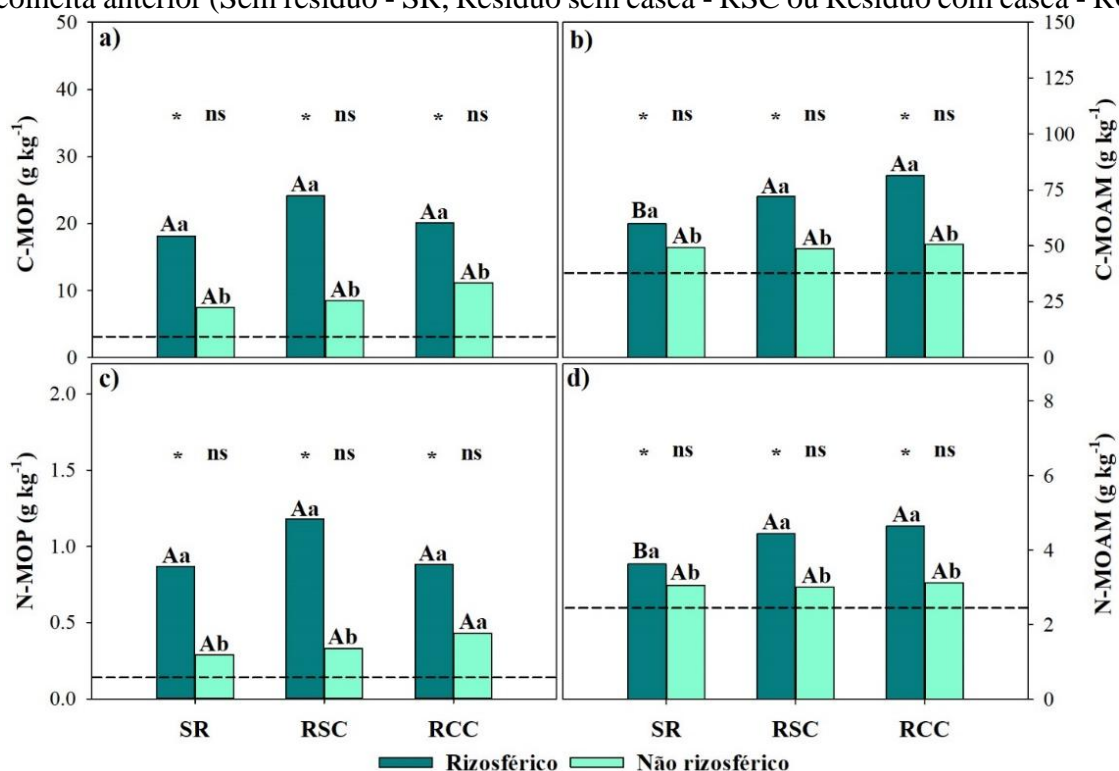


Letras maiúsculas iguais não diferem entre os níveis de manejo em cada solo, enquanto letras minúsculas iguais não diferem entre os níveis de solo em cada manejo pelo teste de SNK ($p > 0,10$). **Fonte:** elaboração própria.

3.5 C e N nas frações da MOS

A manutenção do resíduo da colheita de eucalipto resultou em teores de C e N maiores nas frações da MOS apenas no solo rizosférico, 5 anos após o início do experimento, com diferenças significativas apenas na fração MOAM ($p < 0,10$; Figura 11). Neste caso, a manutenção do resíduo da colheita (média de RSC e RCC) elevou em 22 e 19 % o teor de C e N da MOAM em relação ao SR. Contudo, não houve diferença entre RSC vs RCC para teor de C e N nesta fração ($p > 0,10$). Em linhas gerais, os teores de C e N foram maiores em solo rizosférico em comparação ao não rizosférico, em todos os manejos, em ambas as frações da MOS ($p < 0,10$; Figura 11), exceto para o teor de N na fração MOP, no manejo RCC, onde não houve diferença entre os solos ($p > 0,10$). Em solo rizosférico, em média, o teor de C foi 129 e 44 % e o teor de N foi 179 e 38 % maior em relação ao solo não rizosférico, para MOP e MOAM, respectivamente.

Figura 11 - Teor de C e N na matéria orgânica particulada (C-MOP e N-MOP; 11a e 11c) e na matéria orgânica associada aos minerais (C-MOAM e N-MOAM; 11b e 11d) em solo não rizosférico (NR) e rizosférico (R) cinco anos após o cultivo de eucalipto com manejo de resíduos da colheita anterior (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC)



Letras maiúsculas iguais não diferem entre os níveis de manejo em cada solo, enquanto letras minúsculas iguais não diferem entre os níveis de solo em cada manejo pelo teste de SNK ($p > 0,10$). A simbologia ^{ns} e * indicam não significativo e significativo, respectivamente, pelo teste de Dunnett ($p > 0,10$) dos estoques de C e N na MOP e na MOAM antes do plantio com o solo não rizosférico e rizosférico cinco anos após o cultivo de eucalipto com diferentes manejos de resíduos da colheita anterior (SR, RSC ou RCC). **Fonte:** elaboração própria.

Ao comparar os teores de C e N nas frações da MOS, em relação aos valores iniciais do solo, houve diferença apenas para solo rizosférico em todos os manejos estudados, tanto na MOP quanto na MOAM ($p < 0,10$; Figura 11). Em média, o teor de C e N do solo rizosférico foi 7 e 2 vezes maior em relação ao solo do início do experimento, para MOP e MOAM, respectivamente.

4 Discussão

O manejo dos resíduos da colheita (SR, RSC e RCC) ao longo dos cinco anos de cultivo promoveu efeitos variados na alocação de raízes finas (Figura 4a) e atividade radicular (Figura 4c), o qual proporcionou um padrão diferenciado de seleção microbiana (Figura 7, 8 e 9) e consequente alocação de C no ambiente rizosférico (Figura 4b). A remoção (SR) e manutenção do resíduo da colheita sem casca (RSC) promoveu maior tendência de produção de raízes finas ($p = 0,29$). Ao passo que, o maior teor e incremento de C na rizosfera ($C_{\text{rizosfera}}/mM_{\text{raiz}}$) ocorreu quando os resíduos da colheita foram mantidos na superfície do solo (i.e., RSC e RCC; Figura 4). Como consequência, a composição taxonômica, especialmente a nível de família (em solo R e NR) e o teor de C e N na fração MOAM (em solo R) variaram em função dos manejos (Figuras 8, 9 e 11).

A abundância dos filos dominantes (i.e., *Actinobacteria* e *Proteobacteria*; > 94 %) foi semelhante entre os manejos, entretanto, as duas famílias mais abundantes (*Treboniaceae* e *Hyphomicrobiaceae*; > 87 %) que, respectivamente, pertencem aos filos mencionados, ocorreram em maior proporção na presença de resíduos da colheita, em relação ao SR, tanto no solo rizosférico quanto no solo não rizosférico (Figuras 8 e 9). Os filos *Actinobacteria* e *Proteobacteria* frequentemente são dominantes em solos agrícolas e florestais (Chica et al., 2019; Pan et al., 2021; Yan et al., 2024; Zhang et al., 2016). Espécies pertencentes a esses filos, bem como as famílias que os compõem, desempenham ampla gama de funções no solo, incluindo a decomposição de matéria orgânica do solo, a capacidade de decompor substratos complexos (assumindo uma vantagem competitiva sobre outras bactérias), capacidade de fixar N atmosférico, entre outras (Nemergut et al., 2010; Veerasamy et al., 2023; Yan et al., 2024), desempenhando papel crucial na ciclagem de nutrientes e na fertilidade do solo (Veerasamy et al., 2023). O teor de C e N na MOAM do solo rizosférico seguiu a mesma tendência da composição taxonômica, sendo maior na presença dos resíduos da colheita (Figura 9 e 10).

Embora os resultados desta pesquisa não indiquem maior produção de raízes finas como estratégia do eucalipto para maximizar a aquisição de nutrientes na presença de resíduos, como

relatado anteriormente (Souza, 2022), observou-se um incremento líquido de C na rizosfera por unidade de raiz quando os resíduos foram deixados no local de plantio (Figura 4), sinalizando ter ocorrido maiores taxas de liberação de rizodepósitos. O eucalipto possui um sistema radicular extenso e alta capacidade de liberar rizodepósitos (Delvaux, 2012). A exsudação de compostos orgânicos de baixo peso molecular pelas raízes seleciona e recruta microrganismos, tanto benéficos quanto prejudiciais, que encontram na rizosfera alta disponibilidade de nutrientes em comparação com o solo adjacente (Bais et al., 2006; Barret et al., 2011; Delvaux, 2012; Romagnoli & Andreote, 2016). Os resultados do presente trabalho foram consistentes com a expectativa inicial, demonstrando que a disponibilidade de alguns nutrientes (como P, K, Ca, Mg, Fe e Cu), assim como os teores de C e N nas frações da MOS, foram maiores no solo rizosférico em comparação ao solo não rizosférico, exceto pelo teor de nitrato, que foi maior neste último (Figuras 11 e 10; Material Suplementar 1). Adicionalmente, a composição taxonômica de microrganismos também diferiu entre os solos (Figuras 8 e 9). Três das cinco famílias presente nas amostras (i.e., *Burkholderiaceae*, *Hyphomicrobiaceae* e *Acidobacteriaceae*), ocorreram em maior proporção em solo rizosférico, principalmente, nos manejos SR e RSC, sendo semelhante entre os solos no manejo RCC (Figura 9).

A predominância observada, para o filo *Actinobacteria* em comparação aos demais, com maior proporção no solo não rizosférico, independente do manejo de resíduos (Figura 8), pode estar relacionada à deposição e ao acúmulo de serrapilheira na superfície do solo, a partir, aproximadamente, do segundo ano de idade do eucalipto (Cardoso, 2020). Esse filo é conhecido por incluir decompositores chave da serrapilheira, com algumas espécies capazes de secretar enzimas extracelulares que promovem a degradação de lignina, polissacarídeos e compostos fenólicos, contribuindo, assim, para a ciclagem de nutrientes através da decomposição desse material (Kopecky et al., 2011; Pan et al., 2021). Por outro lado, o segundo filo mais abundante, *Proteobacteria*, foi encontrado em maior proporção no solo rizosférico. A distribuição desse filo é geralmente influenciada pelo teor de C, que está associado à alta taxa de utilização de C pelas bactérias que integram esse filo (Fierer et al., 2007; Pan et al., 2021). Recentemente foi observado correlação positiva entre esse filo e o teor de C e o teor de P disponível no solo, e por sua vez a atividade da fosfatase ácida também apresentou correlação positiva com o teor de P disponível no solo (Pan et al., 2021). Os resultados da presente pesquisa estão de acordo com esses achados, pois observou-se coincidência de maior abundância de *Proteobacteria*, teor de P disponível e atividade da fosfatase ácida em solo rizosférico em comparação ao solo não rizosférico (Material suplementar 1; Figuras 5c e 8). Além disso, como mencionado

anteriormente, o solo rizosférico apresentou maior teor de C nas frações da MOS (Figuras 11a e 11b).

O efeito atrativo da rizosfera sobre a microbiota do solo também foi observado quando representantes de duas famílias que, incluem organismos promotores do crescimento de plantas (*Burkholderiaceae* e *Acidobacteriaceae*; Gonçalves et al., 2024; Massoni et al., 2021) foram mais abundantes em solo rizosférico (SR e RSC), indicando que esses microrganismos podem ter sido atraídos pelas rizodeposições do eucalipto, como observado para outras plantas (Gonçalves et al., 2024; Massenssini et al., 2016; Massoni et al., 2021). Especialmente no solo rizosférico e associado a remoção completa dos resíduos da colheita, a família *Burkholderiaceae* esteve em maior abundância comparado aos demais manejos (Figura 9). Membros dessa família frequentemente são encontrados na rizosfera de eucalipto (Massenssini et al., 2016; Valadares et al., 2020). Espécies de *Burkholderiaceae* incluem bactérias solubilizadoras de fosfato, fixadoras de N, sintetizadoras de moléculas análogas a fitormônios (e.g., ácido indol-acético), supressoras de doenças, entre outras funções (Fonseca et al., 2018; Massenssini et al., 2016; Romagnoli & Andreote, 2016). Recentemente, a baixa responsividade do eucalipto à fertilização com N e a aparente condição de estado estável da MOS em algumas florestas plantadas de eucalipto no Brasil foram atribuídos à presença de espécies dessa família na rizosfera, em conjunto com o processo intitulado efeito *priming* (Valadares et al., 2020). Portanto, a maior abundância da família *Burkholderiaceae* no solo rizosférico, quando os resíduos da colheita foram removidos em comparação com sua manutenção no campo, pode indicar que o eucalipto, por meio de sua rizosfera, está atraindo organismos que auxiliam em sua nutrição.

Quanto a composição do resíduo da colheita, a ausência da casca influenciou negativamente a composição taxonômica, principalmente, a nível de família em solo NR, pois das cinco famílias bacterianas, três não ocorrem no manejo RSC (Figura 9). Nesse mesmo tratamento foi observado menor número de OTUs comparado aos demais (7a). Entretanto, nesse manejo em solo rizosférico, a família *Hyphomicrobiaceae* apresentou maior abundância comparado aos demais tratamentos. Essa família é conhecida por incluir rizobactérias, com muitos de seus membros sendo oligotróficos e, portanto, adaptados a ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes. Além disso, participam do ciclo do N (desnitrificação, fixação e nodulação), ciclagem de nutrientes, entre outras funções (Hosen et al., 2017; Pershina et al., 2018; Simonin et al., 2019). Esse resultado pode ser um indicativo de que o resíduo da colheita sem a casca tem capacidade limitada de fornecer nutrientes para o eucalipto, e como estratégia

para complementar sua nutrição, organismos específicos são atraídos para a rizosfera, como a família *Hyphomicrobiaceae*.

Por outro lado, a presença da casca foi importante para elevar a abundância das cinco famílias, especialmente, em solo não rizosférico (Figura 9). Além disso, foi observado que, na presença da casca, a abundância de três famílias (*Burkholderiaceae*, *Hyphomicrobiaceae* e *Acidobacteriaceae*) no solo não rizosférico se aproximou daquela encontrada no solo rizosférico. Isso indica que a presença da casca foi importante para equilibrar a abundância dessas famílias de bactérias entre os solos rizosférico e não rizosférico. Recentemente foi demonstrado que a manutenção do resíduo da colheita com casca, em plantio de eucalipto, modificou a comunidade microbiana do solo e aumentou as concentrações de C do solo (Oliveira et al., 2021). Os resultados da presente pesquisa se alinham com o estudo anterior e evidenciam a importância do efeito rizosférico nesse processo, visto a maior produção de C na rizosfera na presença de resíduos da colheita, como discutido anteriormente. Embora a casca do eucalipto seja um material bioquimicamente recalcitrante, devido, principalmente, a quantidade elevada de lignina, tanino e terpeno, também tem-se grande quantidade de nutrientes (e.g., Ca) (Ferreira et al., 2016; Lima et al., 2013; Oliveira et al., 2021). Logo, a maior quantidade de nutrientes na casca, pode explicar, ao menos em parte, o efeito positivo da manutenção da casca sobre a composição taxonômica.

Em relação a composição do resíduo da colheita, outro aspecto deve ser ressaltado. Observou-se que a família *Nitrososphaeraceae* e o seu filo correspondente (i.e., *Thaumarchaeota*), ocorreram exclusivamente nos manejos SR e RCC, em solo não rizosférico, excluindo exatamente o manejo sem casca, no qual foi observado o menor número de OTUs (Figuras 8 e 9). Membros do filo e família mencionados são conhecidos por fixar dióxido de carbono e contribuir para o ciclo do N no solo pela oxidação da amônia (i.e., nitrificação), além de poderem produzir precursores para fitohormônios, entre outras funções (Kerou & Schleper, 2016; Nelkner et al., 2023). Como citado anteriormente o maior teor de nitrato ocorreu em solo não rizosférico, possivelmente associado a presença desse filo e família (Figuras 8, 9 e 10). Como o referido filo e família estiveram presentes exclusivamente nos manejos SR e RCC, e ausente em RSC, ambos em solo NR, é factível dizer que, outro fator, além da quantidade de nutrientes, recalcitrância do resíduo e rizodeposições, influenciaram a composição taxonômica bacteriana na presente pesquisa. Uma hipótese é que a combinação da serrapilheira com o resíduo da colheita sem casca, por conter menos nutrientes, tenha causado uma restrição estequiométrica nesse material, assim, o não atendimento de requisitos estequiométricos

nutricionais de certos microrganismos pode ter afetado a composição da comunidade microbiana (Manzoni et al., 2010, 2012).

Por fim, o baixo impacto do manejo de resíduos na atividade enzimática e na diversidade alfa bacteriana, bem como a presença de poucos filos e famílias nas amostras (i.e., figuras 4 e 5, respectivamente), pode estar relacionado ao longo período desde a remoção ou manutenção do resíduo no campo (aproximadamente cinco anos; mais de 90 % do resíduo decomposto; Material Suplementar 4), associado ao acúmulo de uma espessa camada de serrapilheira na superfície do solo com o desenvolvimento do eucalipto. Isso porque, no processo de decomposição, inicialmente predominam microrganismos que decompõem substratos mais lábeis, com altas exigências nutricionais e podem exibir altas taxas de crescimento (i.e., r-estrategistas ou copiotróficos) (Fierer et al., 2007). Então, esse efeito primário de decomposição dos resíduos, com liberação dos nutrientes, pode ter, momentaneamente, diferenciado a atividade enzimática e a diversidade alfa bacteriana do solo entre os manejos, assim como, a presença de uma composição mais ampla de filos e famílias. Contudo, a presente pesquisa não avaliou esse efeito inicial. Entretanto, em estágios posteriores, normalmente predominam microrganismos especializados na decomposição de substratos mais recalcitrantes, em ambiente com baixa disponibilidade de nutrientes, com crescimento mais lento desses organismos (i.e., k-estrategistas ou oligotróficos) (Fierer et al., 2007; Valadares et al., 2020). Os resultados obtidos na presente pesquisa são consistentes com a literatura existente, uma vez que, após cinco anos, o filo bacteriano predominante em todos os tratamentos foi o dos k-estrategistas (i.e., *Actinobacteria*), conhecidos como decompositores-chave da serrapilheira e promotores da ciclagem de nutrientes no solo. (Kopecky et al., 2011; Pan et al., 2021). Isso é evidenciado pela presença de mais de 81 % a 93 % desses microrganismos em todos os tratamentos (Figura 8). Como resultado, não foram observadas diferenças significativas entre os manejos quanto à disponibilidade de alguns nutrientes (i.e., NH_4^+ , P, K, Mg, Fe e Zn) e os teores de C e N na fração MOP (Figuras 10 e 11; Material Suplementar 1), o que pode indicar que houve ciclagem eficiente dos nutrientes.

5 Conclusões

O manejo dos resíduos da colheita afetou a produção de raízes finas e a deposição de C na rizosfera, o que, por sua vez, influenciou a MOAM e a composição taxonômica do grupo de bactérias no povoamento de eucalipto.

A remoção dos resíduos da colheita tende a estimular maior produção de raízes finas, entretanto, isso não resultou em aumento na alteração do C da MOS associado ao crescimento radicular. Ainda assim, observou-se indício de que o eucalipto, por meio de rizodeposição, sinaliza para atrair famílias bacterianas como *Burkholderiaceae* e *Acidobacteriaceae*, que incluem espécies promotoras do crescimento de plantas. Isso demonstra a sensibilidade das interações planta-microrganismos na rizosfera.

A manutenção dos resíduos da colheita no campo, além de aumentar as concentrações de C e N na MOAM, influenciou positivamente a composição taxonômica da comunidade bacteriana, aumentando a abundância de determinadas famílias quando a casca foi mantida no campo. Em contraste, a remoção das cascas afetou negativamente a composição da comunidade bacteriana, sobretudo no solo não rizosférico, possivelmente devido a limitação na proporção adequada de nutrientes (limitação estequiométrica) que dificultou o aproveitamento dos resíduos pelos microrganismos.

6 Referências

ACHAT, D. L. *et al.* Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, v. 348, p. 124–141, jul. 2015a.

ACHAT, D. L. *et al.* Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, v. 5, n. 1, p. 15991, 4 nov. 2015b.

BAIS, Harsh P. *et al.* The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annual Review of Plant Biology*, v. 57, n. 1, p. 233–266, 1 jun. 2006.

BARRET, Matthieu; MORRISSEY, John P.; O’GARA, Fergal. Functional genomics analysis of plant growth-promoting rhizobacterial traits involved in rhizosphere competence. *Biology and Fertility of Soils*, v. 47, n. 7, p. 729–743, 26 out. 2011.

BARROS, Ianna Bizerra *et al.* Integrating forest residue and mineral fertilization: effects on nutrient acquisition, nutrient use efficiency and growth of eucalypt plants. *Forest Ecology and Management*, v. 496, p. 119461, set. 2021.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.

CARDOSO, Maria da Costa. Balanço nutricional e matéria orgânica do solo em plantios de eucalipto com diferentes fertilizações em solo arenoso de Cerrado. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2020.

CHANG, Yi *et al.* A stoichiometric approach to estimate sources of mineral-associated soil organic matter. *Global Change Biology*, v. 30, n. 1, p. 1–14, 9 jan. 2023.

CHICA, Eduardo *et al.* Metagenomic survey of the bacterial communities in the rhizosphere of three Andean tuber crops. *Symbiosis*, v. 79, n. 2, p. 141–150, 29 out. 2019.

COTRUFO, M. Francesca *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, v. 19, n. 4, p. 988–995, abr. 2013.

CRAINE, Joseph M.; MORROW, Carl; FIERER, Noah. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology*, v. 88, n. 8, p. 2105–2113, ago. 2007.

DELVAUX, Julio Cesar. Comunidade Microbiana e Nitrogênio Mineral no Solo sob Florestas de Eucalipto em Função do Fluxo de Carbono para a Rizosfera. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2012.

DIJKSTRA, Feike A. *et al.* Rhizosphere priming: a nutrient perspective. *Frontiers in Microbiology*, v. 4, 2013.

DOANE, Timothy A.; HORWÁTH, William R. Spectrophotometric Determination of Nitrate with a Single Reagent. *Analytical Letters*, v. 36, n. 12, p. 2713–2722, 10 jan. 2003.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 20, n. 5, p. 601–606, 1 jan. 1988.

FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Physical, Chemical, and Biological Changes in the Rhizosphere and Nutrient Availability. *Journal of Plant Nutrition*, v. 29, n. 7, p. 1327–1356, ago. 2006.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 370, p. 1–11, 15 jun. 2016.

FERREIRA, Gabriel W. D. *et al.* Retaining eucalyptus harvest residues promotes different pathways for particulate and mineral-associated organic matter. *Ecosphere*, v. 12, n. 3, 1 mar. 2021.

FIERER, Noah; BRADFORD, Mark A.; JACKSON, Robert B. Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology*, v. 88, n. 6, p. 1354–1364, jun. 2007.

FONSECA, Eduardo da Silva *et al.* The Microbiome of Eucalyptus Roots under Different Management Conditions and Its Potential for Biological Nitrogen Fixation. *Microbial Ecology*, v. 75, n. 1, p. 183–191, 21 jan. 2018.

GATTO, Alcides *et al.* Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 4, p. 1069–1079, ago. 2010.

GONÇALVES, Osiel S. *et al.* Insights into plant interactions and the biogeochemical role of the globally widespread Acidobacteriota phylum. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 192, maio 2024.

HÖGFORS-RÖNNHOLM, Eva *et al.* Indirect DNA extraction method suitable for acidic soil with high clay content. *MethodsX*, v. 5, p. 136–140, 2018.

HOSEN, Jacob D. *et al.* Watershed Urbanization Linked to Differences in Stream Bacterial Community Composition. *Frontiers in Microbiology*, v. 8, 2 ago. 2017.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. *Mensuração Florestal*. Nova York: [S.n.].

IBA. *Relatório Anual 2023*. [S.l.: S.n.].

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, v. 6, n. 1, p. 68–72, mar. 1988.

KEROU, Melina; SCHLEPER, Christa. Nitrosphaeraceae. *In: Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*. [S.l.]: Wiley, 2016. p. 1–2.

KOPECKY, Jan *et al.* Actinobacterial community dominated by a distinct clade in acidic soil of a waterlogged deciduous forest. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 78, n. 2, p. 386–394, nov. 2011.

LIMA, Marisa A. *et al.* Effects of pretreatment on morphology, chemical composition and enzymatic digestibility of eucalyptus bark: a potentially valuable source of fermentable sugars for biofuel production – part 1. *Biotechnology for Biofuels*, v. 6, n. 1, 9 dez. 2013.

MANZONI, Stefano *et al.* Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs*, v. 80, n. 1, p. 89–106, fev. 2010.

MANZONI, Stefano *et al.* Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, v. 196, n. 1, p. 79–91, 11 out. 2012.

MASSENSINI, André Marcos *et al.* Isolamento e caracterização de bactérias solubilizadoras de fosfato da rizosfera de *Eucalyptus* sp. *Revista Árvore*, v. 40, n. 1, p. 125–134, fev. 2016.

MASSONI, Julien *et al.* Capacity of soil bacteria to reach the phyllosphere and convergence of floral communities despite soil microbiota variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 118, n. 41, 12 out. 2021.

NELKNER, Johanna *et al.* Abundance, classification and genetic potential of Thaumarchaeota in metagenomes of European agricultural soils: a meta-analysis. *Environmental Microbiome*, v. 18, n. 1, 30 mar. 2023.

NEMERGUT, Diana R. *et al.* Plot-scale manipulations of organic matter inputs to soils correlate with shifts in microbial community composition in a lowland tropical rain forest. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 42, n. 12, p. 2153–2160, dez. 2010.

OLIVEIRA, Fernanda *et al.* Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. *Soil and Tillage Research*, v. 205, 1 jan. 2021.

OLIVEIRA, Fernanda Cristina Caparelli *et al.* Contribution of Eucalyptus Harvest Residues and Nitrogen Fertilization to Carbon Stabilization in Ultisols of Southern Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, n. 0, 1 fev. 2018.

PAN, Jinwen *et al.* Dynamics of Soil Nutrients, Microbial Community Structure, Enzymatic Activity, and Their Relationships along a Chronosequence of *Pinus massoniana* Plantations. *Forests*, v. 12, n. 3, p. 376, 21 mar. 2021.

PERSHINA, Elizaveta V. *et al.* Investigation of the core microbiome in main soil types from the East European plain. *Science of The Total Environment*, v. 631–632, p. 1421–1430, ago. 2018.

ROMAGNOLI, Emiliana Manesco; ANDREOTE, Fernando Dini. Rizosfera. *In*: CARDOSO, Elke Jurandy Bran Nogueira; ANDREOTE, Fernando Dini (Orgs.). *Microbiologia do solo*. 2. ed. Piracicaba: [S.n.]. p. 47–55.

SANTOS, Humberto Gonçalves *et al.* Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2013.

SIMONIN, Marie *et al.* In search of microbial indicator taxa: shifts in stream bacterial communities along an urbanization gradient. *Environmental Microbiology*, v. 21, n. 10, p. 3653–3668, 30 out. 2019.

SOUZA, Pedro Renato Leandro de. O manejo dos resíduos da colheita influencia a distribuição de raízes e os teores de matéria orgânica em plantios de eucalipto. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2022.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. *In*: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, D. R. (Orgs.). *Methods of Soil Analysis. [S.l.]*: Madison, 1982. p. 903–947.

VALADARES, Rafael *et al.* Rhizosphere microbiological processes and eucalypt nutrition: Synthesis and conceptualization. *Science of The Total Environment*, v. 746, p. 141305, dez. 2020.

VEERASAMY, Veeramani *et al.* Exploring the bacterial genetic diversity and community structure of crude oil contaminated soils using microbiomics. *Environmental Research*, v. 236, nov. 2023.

WAN, Xiaohua *et al.* Soil C:N ratio is the major determinant of soil microbial community structure in subtropical coniferous and broadleaf forest plantations. *Plant and Soil*, v. 387, n. 1–2, p. 103–116, 8 fev. 2015.

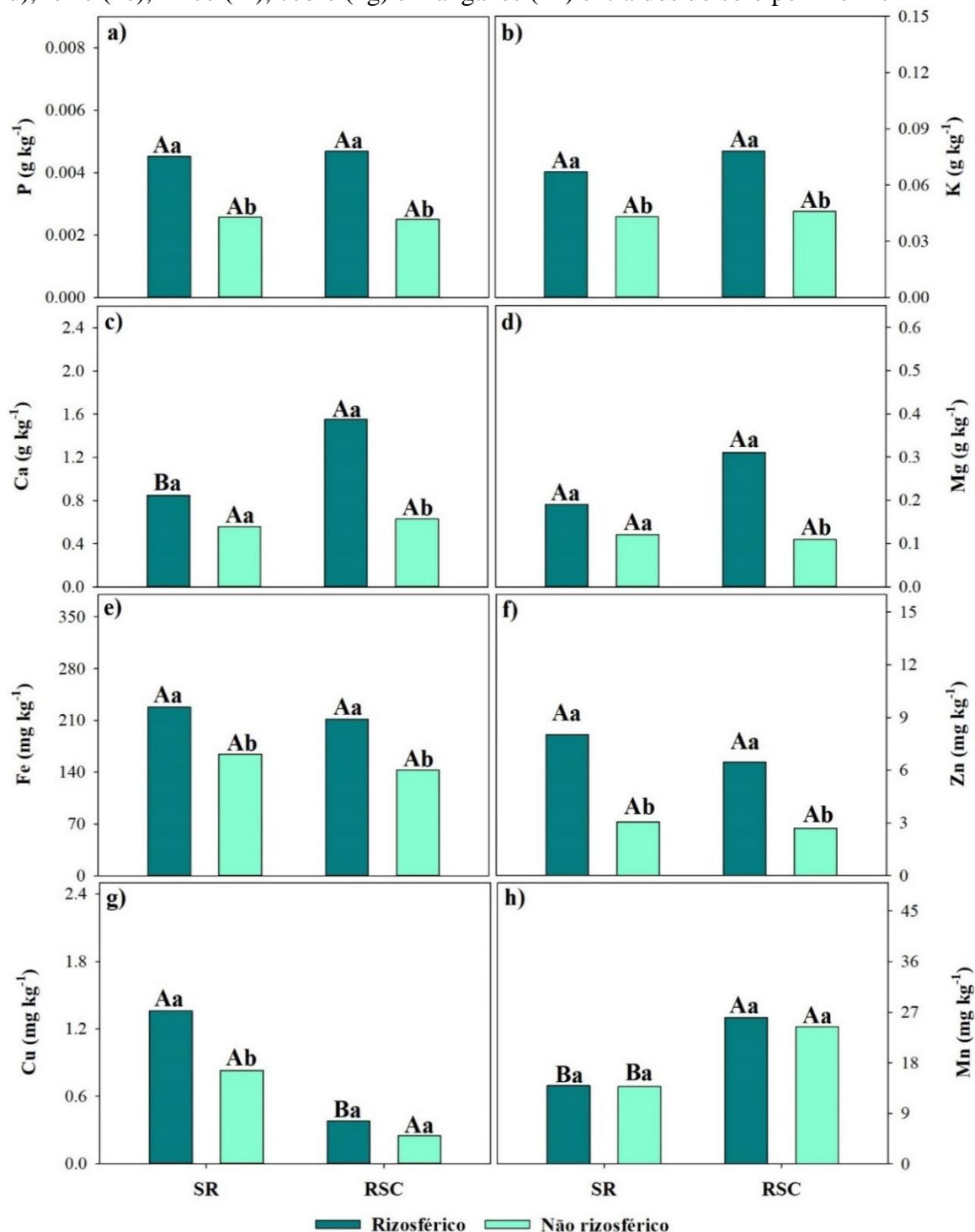
WEATHERBURN, M. W. Phenol-Hypochlorite Reaction for Determination of Ammonia. *Analytical Chemistry*, v. 39, p. 971–974, 1967.

YAN, Yuxiao *et al.* Influence of weeding methods on rhizosphere soil and root endophytic microbial communities in tea plants. *Frontiers in Microbiology*, v. 15, 7 fev. 2024.

ZHANG, Chao *et al.* Soil bacterial community dynamics reflect changes in plant community and soil properties during the secondary succession of abandoned farmland in the Loess Plateau. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 97, p. 40–49, jun. 2016.

7 Material suplementar

Material suplementar 1 - Média do teor de fósforo (1a), potássio (1b), cálcio (1c), magnésio (1d), ferro (1e), zinco (1f), cobre (1g) e manganês (1h) extraídos do solo por Mehlich-1



Letras maiúsculas comparam os níveis de manejo em cada solo. Letras minúsculas comparam os níveis de solo em cada manejo. Médias seguidas por mesma letra nas comparações descritas acima não diferem pelo teste SNK ($p > 0,10$). Como a análise de extração de nutrientes no solo pelo método Mehlich-1 foi a última a ser realizada, não houve solo suficiente do tratamento RCC em solo rizosférico para a extração. Por esse motivo, esses dados não estão presentes nos gráficos de disponibilidade de nutrientes no solo. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo – SR, Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca – RCC). Solos (Rizosférico – R ou Não Rizosférico – NR). **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 2 - Valor de pH e relação C/N do solo. Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC). Solos (Rizosférico - R ou Não Rizosférico - NR)

Resíduo	Solo	pH
SR	R	5,05
	NR	5,11
RSC	R	4,55
	NR	5,29
RCC	R	4,67
	NR	4,63

Fonte: elaboração própria.

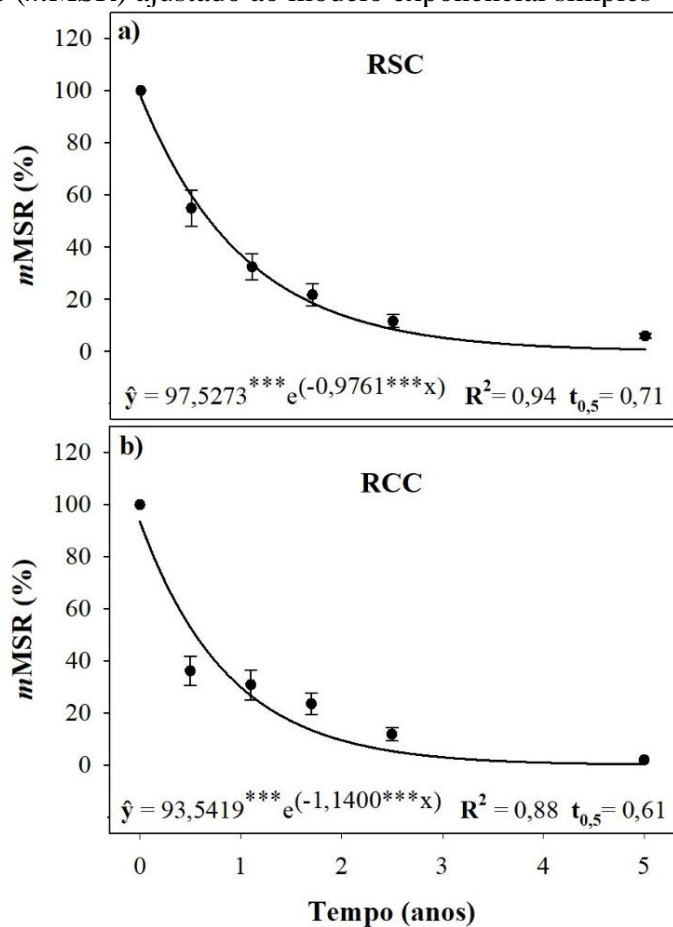
Material suplementar 3 - Índices de diversidade alfa dos procariotos (Bactérias e Archaeas). Manejo de resíduos da colheita florestal (Sem resíduo - SR, Resíduo sem casca - RSC ou Resíduo com casca - RCC). Solos (Rizosférico - R ou Não Rizosférico - NR)

Manejo de Resíduo	Solo	<i>Shanon</i>	<i>Chao</i>	<i>Simpson</i>
SR	R	9,43	5925	0,956
	NR	9,12	5325	0,987
RSC	R	9,38	5095	0,987
	NR	9,88	5212	0,912
RCC	R	9,78	5195	0,992
	NR	9,64	5295	0,976

Não houve diferença estatística entre os tratamentos de acordo com ANOVA ao nível de 10 % de propabilidade.

Fonte: elaboração própria.

Material suplementar 4 - Massa de matéria seca remanescente dos resíduos da colheita florestal do eucalipto (*mMSR*) ajustado ao modelo exponencial simples



Parâmetros dos modelos seguidos de *** são significativos ao nível de 0,1 % de probabilidade pelo teste F. Barras representam o erro padrão das médias. Resíduo sem casca – RSC ou Resíduo com casca. **Fonte:** elaboração própria.

Material suplementar 5 - Seleção da árvore média dentro de cada parcela que recebeu os manejos de resíduo da colheita florestal (A). Árvore média selecionada para amostragem do solo rizosférico e não rizosférico (B). Remoção da serrapilheira do eucalipto ao redor da árvore média para fazer a coleta do solo (C)



Fonte: elaboração própria.

Material suplementar 6 - Marcação dos quatro pontos de coleta de solo ao redor da árvore média (A). Coleta do solo, com auxílio de um trado, nas profundidades 0-20 e 20-40 cm para caracterização química (B)



Fonte: elaboração própria.

Material suplementar 7 - Gabarito posicionado no ponto de coleta marcado (A). Corte das raízes no limite da projeção do gabarito (B). Coleta do solo dentro do gabarito na profundidade de 0-10 cm (C)



Fonte: elaboração própria.

Material suplementar 8 - Amostragem do solo dentro do gabarito, na camada 0-10 cm (A). Em detalhe solo aderido as raízes finas, representando o solo rizosférico (B). Armazenamento do solo nos tubos de centrifuga após identificação (C)



Fonte: elaboração própria.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os plantios de eucalipto sequestram grandes quantidades de C em sua biomassa e o transferem para o solo por meio dos resíduos da colheita florestal e raízes. Contudo, o balanço de C nos estoques de MOS pode ser positivo ou negativo, dependendo de diversos fatores, incluindo o regime climático do local onde os plantios estão estabelecidos, que está relacionado a variação de altitude. Além disso, a magnitude dos incrementos ou diminuições nos estoques de MOS é influenciada pela mineralogia e pelo teor inicial de C do solo. Para solos com teor de C acima do suposto limite de saturação, a perda de MOS parece ter um impacto maior no estoque final de C no solo do que a formação de nova MOS. Em contrapartida, para solos com teor de C abaixo do suposto limite de saturação, a formação de nova MOS torna-se mais importante.

Embora, em algumas situações, os estoques de MOS tenham mostrado pouca variação estatística em resposta aos diferentes manejos dos resíduos da colheita, a remoção desses materiais do campo pode resultar em perdas de C preexistente do solo. Ademais, a remoção dos resíduos pode estimular sinalização planta-microrganismo, por meio de rizodeposições do eucalipto para atrair famílias bacterianas que podem auxiliar na aquisição de nutrientes entre outros benefícios. Essa descoberta tem potencial para o desenvolvimento de biofertilizantes (fertilizantes biológicos), após identificação e isolamento desses microrganismos. A potencial geração dessa tecnologia promoveria a otimização do uso de nutrientes pelas plantas de eucalipto, com impactos na redução dos custos totais dos plantios, sobretudo diante do atual cenário global de elevados preços de fertilizantes.

Por outro lado, a manutenção dos resíduos da colheita no campo, sobretudo com a casca, além de contribuir para formação de MOS, influencia positivamente a composição taxonômica da comunidade bacteriana, aumentando a abundância de certas famílias. Em contrapartida, a remoção da casca mostrou ser prejudicial à composição taxonômica bacteriana, especialmente no solo não rizosférico. Desta forma, a escolha do sistema de colheita florestal tem potencial de modificar a MOS e a comunidade microbiana que a compõem, impactando a sustentabilidade produtiva do sítio florestal e a saúde do solo.